
XIII Convegno della Rete Italiana LCA
VIII Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA

**Il Life Cycle Thinking a supporto
delle strategie di mitigazione e
adattamento ai cambiamenti climatici**

**Università degli Studi Roma Tre,
Dipartimento di Economia Aziendale
13-14 giugno 2019**

A cura di Gabriella Arcese, Maurizio Cellura,
Sara Cortesi, Laura Cutaia, Maria Claudia Lucchetti,
Erika Mancuso, Marina Mistretta, Chiara Montauti, Simona Scalbi



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



Il Life Cycle Thinking a supporto delle strategie di mitigazione e adattamento ai cambiamenti climatici

Atti del XIII Convegno della Rete Italiana LCA -VIII Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA
Roma, 13-14 giugno 2019

*A cura di Gabriella Arcese, Maurizio Cellura, Sara Cortesi, Laura Cutaia, Maria Claudia Lucchetti,
Erika Mancuso, Marina Mistretta, Chiara Montauti, Simona Scalbi*

ISBN: 978-88-8286-389-0

2019 ENEA

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

Revisione editoriale: Giuliano Ghisu

Copertina: Cristina Lanari

Stampa: Laboratorio Tecnografico ENEA – Centro Ricerche Frascati

Indice

Comitato scientifico	7
Comitato organizzatore	8
Programma	9
PREFAZIONE.....	13
METODI E STRUMENTI LCT- BASED NELLE POLITICHE AMBIENTALI	15
The effectiveness of LCA-based emissions policies against carbon leakage: theory and application.....	16
La tossicità dei metalli pesanti nei metodi LCIA: gli effetti delle incertezze sui fattori di caratterizzazione	24
Towards the harmonization of the environmental footprint methodology of construction products: insights from the experiences on EPDs	31
Social Life Cycle Assessment: past, present and future initiatives	37
Funzionalità e applicabilità del modello LANCA a scala regionale: un caso studio in Emilia-Romagna	42
METODI E STRUMENTI LCT: ESPERIENZE E CASI STUDIO	51
Process modelling-supported LCA: flue gas cleaning of a waste-to-energy plant	52
Sviluppo di una PEFCR applicata ai servizi	60
Sustainable recovery of phenolic compounds from olive mill wastewater: an LCA evaluation	67
Valutazione LCA di pavimentazioni stradali contenenti plastiche da riciclo come materia prima seconda.....	75
Enhancing the environmental performance in the hollow glass production. A case study	82
Comparison of Carbon Footprint of the Italian LCA Network Conferences 2017-18: lesson learnt to mitigate and compensate emissions for the future	90
PREMIAZIONE CONCORSO GIOVANI RICERCATORI LCA.....	99
La Life Cycle Assessment applicata alla valutazione della sostenibilità ambientale del riuso delle batterie da trazione	100
Development and testing of a new life cycle assessment method for the monetary evaluation of water scarcity impacts	107
Application of a decision framework to explore stakeholders' opinions for comparative LCA and LCC studies.....	115

ENERGIA.....	123
Applicazione della metodologia LCA all'eco-design del dispositivo WaveSAX di generazione dal moto ondoso.....	124
Environmental effectiveness of the Solar Home Systems based on LCA	132
Carbon footprint di impianti modello per la produzione di energia dal mare	140
Analisi del ciclo di vita e monetizzazione dei costi esterni: un'applicazione al confronto tra auto	149
Ottimizzazione Multi-Obiettivo delle Prestazioni Energetiche e Ambientali di un Edificio Residenziale	156
Life Cycle Analysis applications for Nearly Zero Energy Buildings	163
Literature review on Remanufacturing strategies and LCA forward the building sector	171
Miglioramento del profilo energetico-ambientale dell'involucro edilizio verticale opaco attraverso l'adozione di componenti con matrice materica da riciclo	179
 LCT ED ECONOMIA CIRCOLARE.....	 187
LCA e LCC a supporto dell'economia circolare: proposta di integrazione.	188
End-of-life management of photovoltaic modules from a circular economy perspective	195
Towards the accounting of resource dissipation in LCA	202
Life Cycle Assessment for measuring Circular Economy at company level: is it suitable?	209
LCA delle casse del sistema "usa e recupera". Un esempio di "closed loop" in economia circolare	216
Introducing the Plastic Leak Project: a pre-competitive initiative to harmonize plastic indicators in Life Cycle Assessment	223
 ESPERIENZE E CASI STUDIO NEL SETTORE AGRO-ALIMENTARE.....	 229
Carne coltivata in laboratorio e <i>climate change</i> : un'analisi critica	230
Il metodo PEFMED a supporto dell'eco-innovazione nel settore agroalimentare mediterraneo: il caso del Taleggio DOP	237
Gestione dei residui di potatura del vigneto: impatto ambientale di diversi scenari gestionali.....	244
Eco-design per il miglioramento dell'impronta ambientale: il Passaporto Ambientale per i prodotti agroalimentari della Montagna Vicentina	251
Valorizzazione dei sottoprodotti di una filiera agroalimentare: co-frangitura di olive e bucce e semi di pomodoro per la produzione di olio con licopene	258

POSTER	265
Functional unit selection for Life Cycle Assessment in mixes with Supplementary Cementitious Materials: a literature review	266
Carbon Footprint della Birra Ichnusa in bottiglia di vetro: i vantaggi della filiera del vuoto a rendere.....	273
Carbon Capture and Storage – A Review of Life Cycle Assessment of the Transportation and Storage Phases	281
Life Cycle Thinking and waste prevention activities: the case of Emilia-Romagna region	289
SLCA per il settore vitivinicolo: integrazione degli indicatori territoriali VIVA alle sotto-categorie di impatto.....	294
Carbon Footprint di prodotti innovativi per il settore delle imbarcazioni: focus sugli scenari di fine vita.....	300
LCA di un sistema di illuminazione adattivo: il caso del quartiere EUR di Roma	306
Application of the Life Cycle Thinking in Eni for the achievement of EU Sustainable Development Goals: Green Refinery enhancements.....	314
Life Cycle Assessment del processo di produzione di PHA da coltura pura di <i>Pseudomonas putida</i>	321
Luminescent Solar Concentrator (LSC): principio di funzionamento e fasi preliminari dell'analisi LCA applicata alla Smart Window-LSC	328
Analisi LCA della produzione di metanolo dai gas di acciaieria: il progetto europeo FReSMe.....	336
Life cycle assessment approaches applied to energy modelling of urban building stocks: a literature review	343
Il ciclo antropogenico dell'europro e la domanda di risorse critiche nel settore dell'illuminazione.....	351
TOLLY®: l'olio rosso di oliva e pomodoro, ottenuto applicando l'economia circolare ...	358
La valutazione d'impatto ambientale delle organizzazioni. Una review della letteratura	367
Life Cycle Assessment and Organisation Environmental Footprint di un'impresa polisettoriale della Provincia di Taranto	376
Spreco alimentare: un pericoloso ostacolo ai SDGs	384
Evaluation of sustainable use of RAP from LCA perspective: a literature review	391
Life Cycle Assessments of bio-based insulating materials. A literature review	400
The impact assessment of extending of products: a methodological framework	410
A literature review of the integration of optimization algorithms and LCA for microgrid design: a replicable model for off-grid systems in developing countries	418
Carbon footprint and energy requirement of the biopolymers polyhydroxyalkanoates: a review	425

Life Cycle Interpretation nella Social Life Cycle Assessment: spunti di riflessione	432
The evaluation of the environmental sustainability of circular solutions: the treatment of landfill leachate	441
Subjectivity in the consequential approach to LCA: a review about the interpretation of the concept in literature.....	447
Second-hand consumption: the environmental benefits of the reuse strategy in the context of Circular Economy	453
Environmental LCA for maintenance and rehabilitation activities on structures under risk: a literature review.....	462
Assessment framework to improve and manage LCT into building design practice	470
LCA del nuovo servizio ospedaliero da remoto DAPHNE.....	477
Analisi preliminare degli impatti ambientali della movimentazione delle macerie da terremoto in Provincia di Macerata	484
Variazione del quadro di incentivazione delle fonti elettriche rinnovabili: analisi conseguenziale della produzione di elettricità da impianti di biogas	491
Confronto tra le PEFCR e il metodo SALCA nella LCA della pasta	498

COMITATO SCIENTIFICO

Gabriella Arcese, Università degli Studi Niccolò Cusano

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

Francesco Asdrubali, Università degli Studi Roma Tre, Dipartimento di Ingegneria

Grazia Barberio, ENEA, Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali, Roma

Maurizio Cellura, Università degli Studi di Palermo, Dipartimento di Ingegneria

Laura Cutaia, ENEA, Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali, Roma

Vito D'Incognito, Take Care International, Milano

Giovanni Dotelli, Politecnico di Milano, Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "Giulio Natta"

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

Sonia Longo, Università degli Studi di Palermo, Dipartimento di Ingegneria

Maria Claudia Lucchetti, Università degli Studi Roma Tre, Dipartimento di Economia Aziendale

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

Simone Maranghi, Università degli Studi di Siena, Dipartimento di Biotecnologie, Chimica e Farmacia (DBCF) – CSGI

Paolo Masoni, Ecoinnovazione srl

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

Bruno Notarnicola, Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Dipartimento Jonico in "Sistemi Giuridici ed Economici del Mediterraneo: società, ambiente, culture"

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

Luigia Petti, Università degli Studi "G. d'Annunzio" di Chieti-Pescara, Dipartimento di Economia

Andrea Raggi, Università degli Studi "G. d'Annunzio" di Chieti-Pescara, Dipartimento di Economia

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)

Giuseppe Tassielli, Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Dipartimento Jonico in "Sistemi Giuridici ed Economici del Mediterraneo: società, ambiente, culture"

Marzia Traverso, Institute of Sustainability in Civil Engineering, RWTH Aachen University

Alessandra Zamagni, Ecoinnovazione srl

COMITATO ORGANIZZATORE

Gabriella Arcese, Università degli Studi Niccolò Cusano

Marco La Monica, ENEA

Maria Claudia Lucchetti, Università degli Studi Roma Tre

Olimpia Martucci, Università degli Studi Roma Tre

Marina Mistretta, Segreteria Tecnica Associazione Rete Italiana LCA

Giovanni Mondello, Università degli Studi Roma Tre

Chiara Montauti, Università degli Studi Roma Tre

Serena Righi, Tesoreria Associazione Rete Italiana LCA

SEGRETERIA TECNICA E ORGANIZZATIVA

Chiara Montauti, Università degli Studi Roma Tre, Dipartimento di Economia Aziendale

Email: convegnoretelca2019@gmail.com

PROGRAMMA

12 Giugno 2019

11.00 – 13.00 Riunioni Gruppi di Lavoro dell'Associazione Rete Italiana LCA

15.00 Pre-registrazioni

15.45 – 18.45 Side event: “Life Cycle Assessment: una metodologia a sostegno dell'Obiettivo 7 dell'Agenda globale 2030”

18.45 Welcome Party

13 Giugno 2019

8.30 – 9.30 Registrazione dei partecipanti

9.30 – 10.00 Apertura dei lavori e saluti introduttivi

Luca Pietromarchi – Magnifico Rettore Università Roma Tre

Marco Tutino – Direttore Dipartimento di Economia Aziendale Università Roma Tre

Maurizio Cellura – Presidente Associazione Rete Italiana LCA

Maria Claudia Lucchetti – Università Roma Tre

10.00 – 11.00 Sessione I: Il Life Cycle Thinking a supporto delle strategie di mitigazione e adattamento ai cambiamenti climatici

Chair: Bruno Notarnicola – Associazione Rete Italiana LCA

Maria Claudia Lucchetti – Università Roma Tre

Clima ed Energia nel nuovo Piano Nazionale della Ricerca 2021-2027: Stato dell'arte e prospettive (Maria Cristina Pedicchio – Istituto Nazionale di Oceanografia e Geofisica Sperimentale)

Metodo PEF: Ultimi sviluppi (Luca Zampori – European Commission, Joint Research Center)

Il ruolo della Life Cycle Assessment nella decarbonizzazione del settore edile (Maurizio Cellura - Presidente Associazione Rete Italiana LCA, Università di Palermo)

11.00 – 11.30 Pausa caffè

11.30 – 13.00 Sessione II: “Metodi e strumenti LCT-based nelle politiche ambientali”

Chair: Roberta Salomone – Associazione Rete Italiana LCA

Carlo Alberto Pratesi – Università Roma Tre

The effectiveness of LCA-based emissions policies against carbon leakage: theory and application (Nicolò Gulinucci – FEEM)

La tossicità dei metalli pesanti nei metodi LCIA: gli effetti delle incertezze sui fattori di caratterizzazione (Maria Laura Parisi – Università di Siena)

Towards the harmonization of the environmental footprint methodology of construction products: insights from the experiences on EPDs (Francesca Reale – Ecoinnovazione srl)

Social Life Cycle Assessment: past, present and future initiatives (Gabriella Arcese – Università Niccolò Cusano)

Funzionalità e applicabilità del modello LANCA a scala regionale: un caso studio in Emilia-Romagna (Serena Righi, Daniele Terranova – Università di Bologna)

13.00 – 14.00 Pausa pranzo

14.00 – 15.00 Sessione Poster

15.00 – 16.30 Sessione III “Metodi e strumenti LCT: esperienze e casi studio”

Chair: Serena Righi – Associazione Rete Italiana LCA

Gabriella Arcese – Università Roma Tre, Università Niccolò Cusano

Process modelling-supported LCA: flue gas cleaning of a waste-to-energy plant (Alessandro Dal Pozzo – Alma Mater Studiorum, Università di Bologna)

Sviluppo di una PEFCR applicata ai servizi (Paola Sposato – ENEA)

Sustainable recovery of phenolic compounds from olive mill wastewater: an LCA evaluation (Mattia Rapa – Sapienza Università di Roma)

Valutazione LCA di pavimentazioni stradali contenenti plastiche da riciclo come materia prima seconda (Francesca Rosa – Università di Milano)

Enhancing the environmental performance in the hollow glass production. A case study (Annarita Paiano – Università degli Studi di Bari Aldo Moro)

Comparison of Carbon Footprint of the Italian LCA Network Conferences 2017-18: lesson learnt to mitigate and compensate emissions for the future (Giovanni Mondello – Università di Messina)

16.30 – 17.30 Premiazione del concorso “Giovani Ricercatori LCA”

Chair: Andrea Raggi – Associazione Rete Italiana LCA

La Life Cycle Assessment applicata alla valutazione della sostenibilità ambientale del riuso delle batterie da trazione (Maria Anna Cusenza – Università di Palermo)

Development and testing of a new life cycle assessment method for the monetary evaluation of water scarcity impacts (Matteo Simonetto – Università di Padova)

Application of a decision framework to explore stakeholders’ opinions for comparative LCA and LCC studies (Sara Toniolo – Università di Padova)

17.30 – 19.00 Assemblea dei Soci dell’Associazione Rete Italiana LCA

20.30 Cena sociale

Ristorante “Al Pompiere” in Via di S. Maria de' Calderari, 38, Roma

14 Giugno 2019

8.30 – 9.45 Registrazione dei partecipanti

9.45 – 10.45 Sessione IV “Energia”

*Chair: Marina Mistretta – Associazione Rete Italiana LCA
Francesco Asdrubali – Università Roma Tre*

Applicazione della metodologia LCA all'eco-design del dispositivo WaveSAX di generazione dal moto ondoso (Andrea Danelli – RSE S.p.A.)

Environmental effectiveness of the Solar Home Systems based on LCA (Federico Rossi – Università degli studi di Siena)

Carbon footprint di impianti modello per la produzione di energia dal mare (Morena Bruno – Università degli Studi di Siena)

Analisi del ciclo di vita e monetizzazione dei costi esterni: un'applicazione al confronto tra auto (Pierpaolo Girardi – RSE S.p.A.)

10.45 – 11.15 Pausa caffè

11.15 – 12.15 Sessione V “Edilizia”

*Chair: Monica Lavagna – Associazione Rete Italiana LCA
Alessandra Zamagni – Ecoinnovazione srl*

Ottimizzazione Multi-Obiettivo delle Prestazioni Energetiche e Ambientali di un Edificio Residenziale (Sonia Longo – Università di Palermo)

Life Cycle Analysis applications for Nearly Zero Energy Buildings (Francesco Asdrubali – Università Roma Tre)

Literature review on remanufacturing strategies and LCA forward the building sector (Tecla Caroli – Politecnico di Milano)

Miglioramento del profilo energetico-ambientale dell'involucro edilizio verticale opaco attraverso l'adozione di componenti con matrice materica da riciclo (Elisabetta Palumbo – Institute of Sustainability in Civil Engineering (INaB), RWTH Aachen University)

12.15 – 13.45 Sessione VI “LCT ed Economia Circolare”

*Chair: Antonio Scipioni – Associazione Rete Italiana LCA
Roberto Merli - Università Roma Tre*

LCA e LCC a supporto dell'economia circolare: proposta di integrazione (Anni Mazzi – Università di Padova)

End-of-life management of photovoltaic modules from a circular economy perspective (Elisa Veronese – Eurac Research, Politecnico di Milano)

Towards the accounting of resource dissipation (Fulvio Ardente – EC JRC)

Life Cycle Assessment for measuring Circular Economy at company level: is it suitable? (Eric Roos Lindgreen – Università di Messina)

LCA delle casse del sistema “usa e recupera”: un esempio di closed loop in economia circolare (Paola Masotti – Università di Trento)

Introducing the Plastic Leak Project: a pre-competitive initiative to harmonize plastic indicators in Life Cycle Assessment (Andrea Corona – Quantis Italia)

13.45 – 14.45 Pausa pranzo

14.45 – 15.30 Sessione Poster

15.30 – 16.45 Sessione VII “Esperienze e casi studio nel settore agro-alimentare”

Chair: Laura Cutaia – Associazione Rete Italiana LCA

Olimpia Martucci – Università Roma Tre

Carne coltivata in laboratorio e climate change: un’analisi critica (Pasqua Labbate – Politecnico di Bari)

Il metodo PEFMED a supporto dell’eco-innovazione nel settore agroalimentare mediterraneo: il caso del Taleggio DOP (Simona Scalbi – ENEA)

Gestione dei residui di potatura del vigneto: Impatto ambientale di diversi scenari gestionali (Jacopo Bacenetti – Università degli Studi di Milano)

Eco-design per il miglioramento dell’impronta ambientale: il Passaporto Ambientale per i prodotti agroalimentari della Montagna Vicentina (Alessandro Manzardo – Università di Padova)

Valorizzazione dei sottoprodotti di una filiera agroalimentare: co-frangitura di olive e bucce e semi di pomodoro per la produzione di olio con licopene (Simona Scalbi – ENEA)

16.45 – 17.15 Pausa caffè

17.15 – 18.45 Tavola Rotonda “Criteri di Finanza sostenibile: stato dell’arte e prospettive”

Chair: Maurizio Cellura – Associazione Rete Italiana LCA

Partecipano:

Paolo Masoni – Ecoinnovazione srl

Luca Di Marco – Cassa Depositi e Prestiti

Bruno Notarnicola – Associazione Rete Italiana LCA

Giuseppina Galluzzo – Consip

PREFAZIONE

La Life Cycle Assessment (LCA) è una disciplina che rappresenta un esempio concreto di convergenza di differenti discipline e la naturale evoluzione del concetto di interdisciplinarietà verso il concetto di sincretismo di discipline eterogenee in una disciplina unica, seppur variegata e multiforme. Il percorso è molto simile a quanto accaduto alla scienza della sostenibilità, con profonde analogie e punti di convergenza, laddove si osservi che la LCA è considerata la metodologia principe in termini di metrica della sostenibilità.

Tuttavia, la LCA non può essere considerata una disciplina ormai matura, o un *tool* a corredo di scelte ambientali già prese con poche spinte innovative di ricerca, o ancora un metodo finalizzato a stabilire delle eco-gerarchie fragili, individuate attraverso dei software “scatola nera”, privi dei requisiti di trasparenza e ripercorribilità necessari, elementi fondanti di qualunque sistema di supporto alla decisione. Al contrario, la LCA deve costituire una disciplina aperta a impulsi di ricerca innovativi, che necessita di sviluppi orizzontali e verticali, di approfondimenti soprattutto nell’approccio *consequential*, nell’introduzione di elementi dinamici, nella predisposizione di database contestualizzati, che consentano ai progettisti di introdurre sostanzialmente il “Life Cycle Thinking (LCT)” nei percorsi progettuali, integrando l’eco-design alla progettazione. Occorre, pertanto, rifuggire da logiche riduttive e semplificative a favore di approcci organici fondati su database robusti, in grado di fornire dati di “background” affidabili e riproducibili, da integrare a dati di *foreground* rilevati sul campo e oggetto di processi di revisione scientificamente fondati.

Fin dalla nascita come Rete, l’Associazione Rete Italiana LCA si è posta come punto di riferimento in Italia per i principali operatori in materia di Life Cycle Assessment (LCA), al fine di promuovere il LCT nella definizione di strategie per lo sviluppo sostenibile.

Le sue attività scientifiche, contraddistinte da entusiasmo e dinamicità, hanno dato un grande impulso in questi anni alla diffusione della metodologia e hanno condotto l’Associazione Rete Italiana LCA a costituire un autorevole riferimento nel dibattito nazionale sulla metodologia LCA e sugli strumenti di metrica della sostenibilità. A testimonianza del contributo culturale e scientifico che l’Associazione Rete Italiana LCA offre costantemente nel panorama nazionale e non solo, ogni anno il Convegno nazionale 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 XIII Convegno della Rete Italiana LCA (VIII Convegno dell’Associazione Rete Italiana LCA), si è svolto a Roma nei giorni 13 e 14 giugno 2019, con il patrocinio del Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) e dell’Associazione Condizionamento dell’Aria Riscaldamento e Refrigerazione (AICARR).

Tema del convegno è stato il “Life Cycle Thinking”, a supporto delle strategie di mitigazione e adattamento ai cambiamenti climatici. La sfida al cambiamento climatico e i suoi effetti sulla società e sull’ambiente si sviluppa in due direzioni: la mitigazione, volta a ridurre progressivamente le emissioni di gas climalteranti responsabili del riscaldamento globale, e l’adattamento, che mira a diminuire la vulnerabilità dei sistemi ambientali, sociali ed economici e aumentare la loro capacità di resilienza climatica. In tale contesto, la Life Cycle Assessment (LCA) è considerata la metodologia principe in termini di metrica della

sostenibilità, in quanto efficace nella definizione di obiettivi di sostenibilità e strategie innovative nella sfida ai cambiamenti climatici e nel supporto ai processi decisionali delle policy pubbliche e aziendali. Il Convegno si è, pertanto, focalizzato sulle suddette tematiche, con particolare riferimento alla valutazione e al miglioramento delle prestazioni ambientali di prodotti, servizi, processi e sistemi, in ottica di consapevolezza, innovazione, ricerca e sviluppo, e alla definizione di strategie per il raggiungimento degli obiettivi di sviluppo sostenibile nelle sue varie dimensioni ambientali, economiche e sociali. Gli studi presentati al Convegno e pubblicati in questo volume, oltre a fare il punto sulle politiche internazionali e nazionali basate sul LCT, sui connessi sviluppi nelle strategie di mitigazione e adattamento ai cambiamenti climatici, nonché sull'evoluzione metodologica dell'approccio al ciclo di vita, testimoniano – come poc'anzi affermato- che la LCA è un reale sincretismo di differenti discipline.

In dettaglio, i **65** contributi scientifici, presentati durante le sessioni tematiche orali e le sessioni poster, a seguito di un processo di *double peer review* gestito dal Comitato Scientifico, sono stati suddivisi nelle seguenti sezioni:

- Metodi e strumenti LCT – based nelle politiche ambientali.
- Impiego del LCT nelle strategie di mitigazione e adattamento ai cambiamenti climatici.
- Valutazione delle conseguenze socio-economiche legate ai cambiamenti climatici
- Sviluppi metodologici di LCA, LCC e S-LCA e integrazione con altri strumenti per studi di sostenibilità
- Impiego del LCT per il raggiungimento dei Sustainable Development Goals
- LCT ed Economia Circolare: esperienze, casi studio di eco-design e approcci metodologici.
- PEF e OEF: esperienze applicative e possibili utilizzi nelle politiche ambientali
- Poster.

Nell'ultima sezione sono riportati i contributi presentati dai primi tre classificati della decima 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.

Il Presidente
Maurizio Cellura

METODI E STRUMENTI LCT- BASED NELLE POLITICHE AMBIENTALI

The effectiveness of LCA-based emissions policies against carbon leakage: theory and application

Nicolò Golinucci¹, Matteo V. Rocco², Emanuela Colombo²

¹Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM), Milano (Italy)

²Politecnico di Milano, Department of Energy, Milano (Italy)

Email: nicolo.golinucci@feem.it

Abstract

Current emissions policies are based on a territorial principle, which lead to the so-called leakage phenomenon: countries are responsible for the emissions occurring within their borders, disregarding the emissions caused in foreign countries for producing their imported products. In this paper, an LCA-based approach is proposed, according to which countries become responsible for carbon emissions embedded in products consumed by their own citizens. Both the territorial- and the LCA-based approach are comparatively assessed based on the World Trade Model with Bilateral Trades (WTMBT), consisting in a linear optimization model grounded on empirical Multi-Regional Input-Output database. Results suggest that carbon emissions policies based on an LCA-based approach may be an effective way to reduce global carbon emissions, avoiding carbon leakages caused by territorial-based carbon emissions policies.

1. Introduction

Nowadays, only 15% of global greenhouse gases (GHG) emissions are covered by carbon pricing policies. A large share of these emissions is regulated by developed countries, mostly under the European Union Emission Trading System (ETS) or through the application of taxes on carbon emissions. Conventional carbon emissions policies limit the emissions directly generated within the country where the policy is applied. However, it has been argued that also the indirect emissions embodied in international trades may have a significant impact in global climate policies effectiveness (Peters et al., 2009). Specifically, it has been shown how such conventional policies can be inefficient, leading to the so-called *carbon leakage* phenomenon: even if developed countries regulations keep emissions low by limiting or pricing, their country may react by increasing imports from growing and unregulated regions, which usually rely on a more carbon intensive production system.

An essential prerequisite for the implementation of carbon emissions policies is the definition of the approach for allocating the responsibility connected with the production of the emissions:

- *Territorial-based paradigm* (also named *Production-based approach*): each country is responsible for the emissions produced within its boundaries, disregarding the purpose for which these emissions are produced (i.e. endogenous consumption or exports).
- *LCA-based paradigm* (also named *Consumption-based approach*): each country is responsible for the overall emissions caused by the production of goods and services invoked for final consumption, even if these emissions occur beyond the borders of the country.

The accountability of countries' territorial emissions is straightforward, and national environmental accounts are regularly updated according to widely accepted standards. On the other hand, application of LCA to account for carbon emissions embedded in goods and services is subjected to uncertainty issues both from the methodological and the numerical viewpoint. For such reasons, all the environmental policies implemented so far are based on a Territorial-based approach (Gallego and Lenzen, 2005). Compared to this paradigm, the LCA-based one may bring several benefits: it could strengthen the participation between countries in reducing global emissions, promulgating measures aimed at reducing embodied

emissions in developed world consumption, enhancing the development of a wider coalition with a common political vision towards more international actions.

On the other hand, according to this paradigm, countries should accept to be responsible of emissions on which they have no direct control (Afionis et al., 2017).

The objective of this paper is to comparatively assess the effectiveness of Territorial-based and LCA-based carbon emissions policies applied within the European Union, assessing their global economic and environmental consequences. A model has been developed by the Authors based on the *World Trade Model with Bilateral Trades* (WTMBT) framework, a constrained global optimization model which allows trades at a non-zero cost. Transportation costs, as well as, resources availability have been modelled and calibrated in order to have a suited tool for this research. Notably, compared to the current literature on the topic, this study introduces for the first time an empirical comparison of Territorial-based and LCA-based emissions policies at global level.

2. Modelling carbon emissions policies: a brief literature review

The assessment of economic and environmental implications of policies in different countries is largely based on *Computable General Equilibrium* models (CGE). Recently, the effect on China's growth of a gradually strengthen energy cap to limit Chinese rapid growth in energy consumption and GHG emissions has been investigated based on CGE, finding that energy cap policy will not disadvantage the economic development or harm the consumption in residential sector (Wang et al., 2018). Other researches analyze the impact of a multi-regional ETS through a CGE model, showing how extending participation, integrating the scheme to a composite set of countries, may represent a more economically effective measure to tackle emission reduction than separate sets of single region ETS (Zhang et al., 2017).

Approaches alternative to CGE belong to the family of *Environmentally-Extended Input-Output models* (EE-IO). Static and linear EE-IO models are mostly used to perform environmental footprinting and LCA analyses. In particular, the environmental impact of household consumption in terms of material, water, land-use and GHG emission have been recently investigated, computing households carbon footprint (Ivanova et al., 2016). A method to evaluate the impact of consumer-oriented policy overall productive system, detecting rebound effects, change in domestic and international production mix and reduction in carbon intensity have been recently introduced (Wood et al., 2017). Finally, an alternative paradigm with respect to Territorial and LCA approach has been proposed, developing an algorithm able to summarize a fair share of responsibility in carbon policies definition (Zhu et al., 2018). One relevant extensions of the traditional EE-IO model has been proposed, namely the WTMBT, consisting in a linear optimization model grounded on the comparative advantage principle, respectively adopted to assess the optimal production alternative or the optimal international trades patterns given a set of economic and environmental binding constraints (Duchin and Levine, 2016).

3. Formulating carbon emissions policies based on LCA

3.1 The World Trade Model with Bilateral Trades (WTMBT)

The WTMBT is a linear optimization model based on the comparative advantage principle. Considering m world regions with n industries each, the WTMBT enables to endogenously determine the optimal production yields and trades patterns required to satisfy an exogenously specified final demand yield in each region, minimizing the use of factors of production (labor and capital) by complying with regional factors endowments (e.g.

availability of natural resources, land, workforce, etc.); the availability of factors of production represent crucial parameters, hard to be determined in a rigorous and accurate way.

Starting from the existing WTMBT framework formulated by Duchin (Duchin and Levine, 2016), the model have been fully characterized by means of empirical macroeconomic data retrieved in the Multi-Regional Input-Output (MRIO) database EXIOBASE (Tukker et al., 2014). Moreover, further data required to calibrate the model have been assumed and the model for international trades modes has been improved since the WTMBT original formulation. Notably, the economic and environmental implications of national and international transport of products are, in this way, included in the model and weighed depending on transport distances. The full list of indices, endogenous and exogenous parameters useful to characterize the WTMBT are listed in Table 1.

Table 1: Exogenous and endogenous parameters of the WTMBT

Category	Symbol	Dimensions	Description
Indices	m		Number of regions
	n		Number of sectors
	k		Number of factors of production
	i, j		Indices for regions $i, j = 1, \dots, m, i, j = 1, \dots, m$
Exogenous variables	$\mathbf{A}_i$	$(n \times n)(n \times n)$	Matrix of technical coefficients in region ii
	$\mathbf{F}_i$	$(k \times n)(k \times n)$	Matrix of factor input in region ii
	$\mathbf{D}$	$(m \times m)$ $(m \times m)$	Matrix of interregional distances
	$\mathbf{T}_{ij}$	$(n \times n)(n \times n)$	Matrix of transport supplies from ii to jj
	$\mathbf{y}_i$	$(n \times 1)(n \times 1)$	Vector of final demand in region ii
	$\mathbf{f}_i$	$(k \times 1)(k \times 1)$	Vector of factor endowments in region ii
Endogenous variables	$\mathbf{x}_i$	$(n \times 1)(n \times 1)$	Vector of output in region ii
	$\mathbf{ex}_{ij}$	$(n \times 1)(n \times 1)$	Vector of goods exported from ii to jj

The WTMBT is resumed in the linear optimization problem (1), which works by minimizing the global factors cost (Z) endogenously returning production and exports by each sector, subjected to three sets of constraints:

- The total domestic supply (the sum of output and imports) covers the domestic final uses (internal demand, final demand, exports and international transportation of imports);
- All the invoked production factors must be less than or equal to the available regional factor endowments;
- The production in every regional sector cannot be less than zero.

$$\begin{aligned}
\text{Min} \quad & Z = \sum_i \pi_i^T F_i x_i \quad (1) \\
\text{s.t.} \quad & A: \quad x_i + \sum_{j \neq i} ex_{ji} \geq A_i x_i + y_i + \sum_{j \neq i} ex_{ij} + \sum_{j \neq i} T_{ji} ex_{ji} \quad \forall i \\
& B: \quad F_i x_i \leq f_i \quad \forall i \\
& C: \quad x_i \geq 0 \quad \forall i
\end{aligned}$$

Notice that $y_i(n \times 1)$ represents the regional final demand, denoting all the quantity of output requested by final users of region i , independently from where this good or service is produced. Moreover, $T_{ji}(n \times n)$ is the matrix of international transport coefficients and it represents the specific cost of importing products from j to i : these values depend on each regional technology and on distances between regions.

The WTMBT is part of the family of optimization models based on Input-Output empirical data; despite its ability to provide a comprehensive picture of global supply chains, the model suffers of two main disadvantages, resumed as follows (Strømman et al., 2009):

- **Extreme solutions:** an optimization model, grounded on the only principle of comparative advantage, may provide an extreme solution in which global demand of a certain sector is unrealistically entirely covered by a single region. However, if factor endowments are characterized precisely enough, this situation rarely occurs.
- **Unperfected real-world characterization:** base-year flows are not exactly replicable by the model, since real life make-or-buy decisions do not always gravitate towards most cost-effective producers solely on the principle of comparative advantage. Nonetheless, those dynamics could be partly addressed by a specific characterization of transport matrices.

3.2. Definition and application of carbon emissions policies

Figure 1 provides a general sketched overview of the modelling process, identifying model results based on the overall factor cost (Z) and on the overall regional CO₂ emissions. Case 00 represents the trades, costs and emissions derived from the adopted MRIO database. The arrangement of international trades in the Case 0 (assumed as the baseline scenario) will be different from the original arrangement of the MRIO model, because production and trades are only governed by the comparative advantage principle, assumed as an approximation of the complex dynamics governing real productive systems. Once carbon budgets are defined and applied through to a Territorial-based or an LCA-based approach, the WTMBT returns new arrangements of international trades (Case n), implying different values of costs and emissions compared to the baseline.

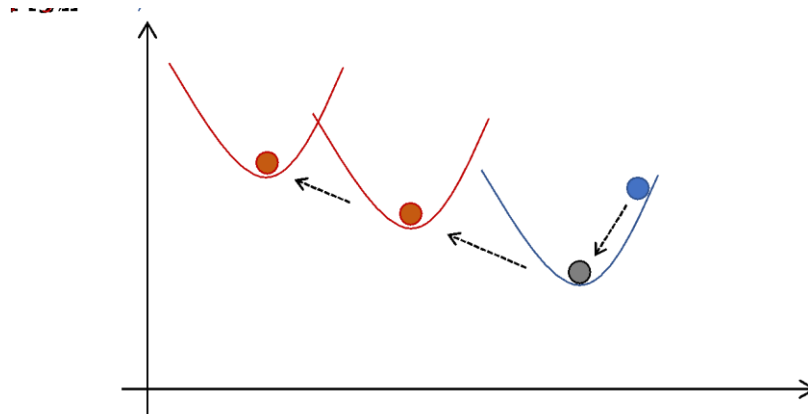


Figure 1: Schematic outline of the modelling approach

Territorial-based paradigm. It can be performed by imposing to the i th region a maximum amount of allowed *direct* CO₂ emissions as a new constrained factor endowment $f_{i,CO_2}^{Territorial}$, defined by equation (2) as a fraction ρ (%) of the baseline CO₂ emissions for the same region (i.e. the vector product of the CO₂ emissions coefficients $\mathbf{F}_{i,CO_2} (1 \times n)$ and the total production $\mathbf{x}_i^0 (n \times 1)$).

$$f_{i,CO_2}^{Territorial} = \rho \cdot (\mathbf{F}_{i,CO_2} \cdot \mathbf{x}_i^0) \quad (2)$$

LCA-based paradigm. On the other hand, the implementation of LCA-based paradigm is formulated by imposing to the i th region a maximum amount of allowed CO₂ emissions *embedded* into its own final demand as a new constrained factor endowment f_{i,CO_2}^{LCA} , defined by equation (3) as a fraction ρ (%) of the baseline CO₂ emissions embedded in the final demand of the same region. The latter term is calculated as the sum of the direct emissions caused by region i to produce its own final demand (first term in rhs of (3)) plus the emissions caused by all the other regions to produce exports supplied to the i th region (second term in rhs of (3)).

$$f_{i,CO_2}^{LCA} = \rho \cdot \left[\mathbf{F}_{i,CO_2} \left(\mathbf{x}_i^0 - \sum_{j \neq i} \mathbf{ex}_{ij}^0 \right) + \sum_{j \neq i}^m (\mathbf{F}_{j,CO_2} \cdot \mathbf{ex}_{ji}^0) \right] \quad (3)$$

LCA-based paradigm radically differs with respect to the Territorial-based one, since every country becomes responsible for the carbon emissions directly and indirectly required to deliver products for final demand, hence including all the supply chain emissions, even those generated in foreign countries.

4. Application of carbon emissions policies in Europe

The WTMBT has been developed and calibrated by the Authors based on the *Exiobase v.2 MRIO database* (<http://www.exiobase.eu/>), which provides macroeconomic and environmental empirical data for 48 countries and 5 Rest of the World closure regions, each represented by 167 industries for the baseline year 2007. Other exogenous inputs like factor endowments, weights of transported goods and regional distances must be derived from other public sources (e.g. IEA, World Bank, ...).

The Territorial- and LCA-based carbon emissions policies defined in paragraph 3.2 have been applied to the *European Union* (EU27), by imposing a progressive reduction of the EU27 carbon budget from 1% up to 40%. From the modelling perspective, this is equivalent to the application of a carbon tax respectively on CO₂ emissions directly caused by domestic industries and on the CO₂ embedded into products produced and imported by the domestic economy; notably, the policies are applied to the whole EU27 region: this choice is in line with the current EU ETS, which established a CO₂ emissions allowances market at the European level, stimulating a cooperative behavior between its countries.

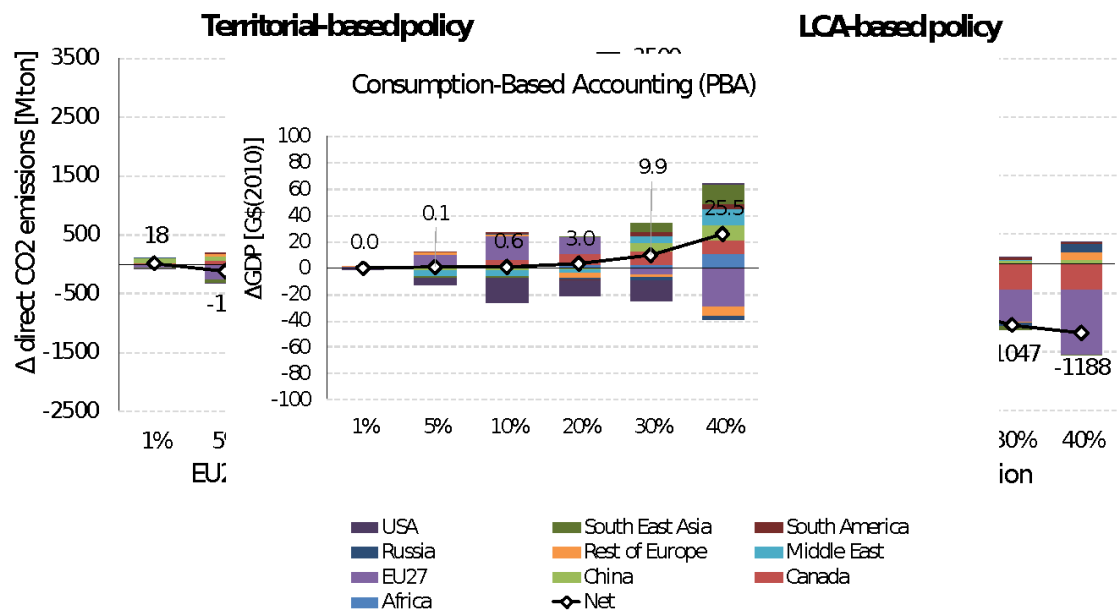


Figure 2: Schematic outline of the standard Input-Output model

Among the multiplicity of results returned by the WTMBT, Figure 2 reports the changes in direct CO₂ emissions in the global economy: indeed, the implementation of a policy constraint on emissions is expected to change the optimal arrangement of production and trades among world regions, influencing in turn the overall direct carbon emissions of each region, that ultimately results in a net change in global CO₂ emissions. An increase in global CO₂ emissions then reveals that the carbon leakage effect is predominant compared to the beneficial effect of the implemented policy. With reference to Figure 2, the following comments can be made:

- For carbon budgets reduction within 5%, both Territorial- and LCA-based paradigms provide a comparable environmental effectiveness. However, while the application of LCA policy stimulates the cooperation between EU countries and the adoption of their own cleaner technologies, with the Territorial one EU countries find more convenient to import products from abroad, hence causing carbon leakages.
- With a Territorial-based policy, the carbon leakage effect becomes increasingly important with the increase in carbon budgets reductions: after 20%, the direct emissions in foreign countries (rest of Europe, Russia and Canada in particular) becomes increasingly relevant, becoming greater than avoided CO₂ emissions in EU.
- An opposite result is obtained through the implementation of LCA-based policy with high values of carbon budget reductions, that ultimately results in a reduction of CO₂ emissions both at global level and in EU region.
- These results are useful to reveal the potential of international trades in reducing overall carbon emissions given a set of constant technological alternatives to produce the same products. A reduction in CO₂ emissions embedded in EU final demand through a LCA-based policy would result in a global CO₂ emissions reduction up to almost 1.2 Gton. On the other hand, an imposed reduction in direct EU CO₂ emissions according to a Territorial-based approach would result in an overall increase in global carbon emissions up to almost 0.8 Gton.

5. Conclusions

This paper provides a formalization and a first comparative application of two opposite paradigms for allocating responsibility for CO₂ emissions. In particular, a global empirical application of a carbon emissions policy based on a LCA-based paradigm is performed for the first time, and the obtained results are compared with the traditional Territorial-based approach based on the same modelling framework, data sources and set of assumptions.

Results of this study are useful to understand the potential of international trades in reducing overall carbon emissions given a set of constant technological alternatives available to produce the same products. The obtained results suggest that defining carbon emissions policies based on a LCA paradigm seems to be the most effective way to reduce the global carbon emissions, avoiding the carbon leakage phenomenon caused by current Territorial-based policies.

In order to improve the quality and reliability of the obtained results, the following aspects deserve to be developed in further studies:

- Given the crucial role of factor endowments, a more sophisticated sensitivity analysis should be conducted based on a Monte Carlo numerical approach. Moreover, more detailed factors endowments should be included as new model constraints (e.g. availability of renewable energy sources, water, others...).
- Transport could be better modelled by providing the exact reference distances among countries depending on the transport technology.
- Provide an in-depth analysis of results by inspecting how changes in production and trades patterns affect the operativity of national industries.
- Finally, practical and legislative barriers that may arise in the implementation of an environmental policy based on the LCA-based paradigm should be addressed, understanding how it could be implemented within the World Trade Organization regulation framework.

6. References

- Afionis, S., Sakai, M., Scott, K., Barrett, J., Gouldson, A., 2017. Consumption-based carbon accounting: does it have a future? *Wiley Interdiscip. Rev. Clim. Chang.* 8, 1–19. <https://doi.org/10.1002/wcc.438>
- Duchin, F., Levine, S.H., 2016. Combining Multiregional Input-Output Analysis with a World Trade Model for Evaluating Scenarios for Sustainable Use of Global Resources, Part II: Implementation. *J. Ind. Ecol.* 20, 783–791. <https://doi.org/10.1111/jiec.12302>
- Fischer, C., Greiner, M., Rosendahl, K.E., 2017. Robust technology policy against emission leakage: The case of upstream subsidies. *J. Environ. Econ. Manage.* 84, 44–61. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2017.02.001>
- Gallego, B., Lenzen, M., 2005. A consistent input-output formulation of shared producer and consumer responsibility. *Econ. Syst. Res.* 17, 365–391. <https://doi.org/10.1080/09535310500283492>
- Ivanova, D., Stadler, K., Steen-Olsen, K., Wood, R., Vita, G., Tukker, A., Hertwich, E.G., 2016. Environmental Impact Assessment of Household Consumption. *J. Ind. Ecol.* 20, 526–536. <https://doi.org/10.1111/jiec.12371>
- Peters, G.P., Marland, G., Hertwich, E.G., Saikku, L., Rautiainen, A., Kauppi, P.E., 2009. Trade, transport, and sinks extend the carbon dioxide responsibility of countries: An editorial essay 379–388. <https://doi.org/10.1007/s10584-009-9606-2>
- Strømman, A.H., Hertwich, E.G., Duchin, F., 2009. Shifting Trade Patterns as a Means of Reducing Global Carbon Dioxide Emissions A Multiobjective Analysis. *J. Ind. Ecol.* 13, 38–57. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2008.00084.x>
- Tukker, A., Bulavskaya, T., Giljum, S., de Koning, A., Lutter, S., Simas, M., Stadler, K., Wood, R., 2014. The Global Resource Footprint of Nations: Carbon, water, land and materials embodied in trade and final consumption calculated with EXIOBASE 2.1, Carbon, water, land and materials embodied in trade and final consumption calculated with EXIOBASE.

- Wang, F., Liu, X., Nguyen, T.A., 2018. Evaluating the economic impacts and feasibility of China's energy cap: Based on an Analytic General Equilibrium Model. *Econ. Model.* 69, 114–126. <https://doi.org/10.1016/j.econmod.2017.08.034>
- Wood, R., Moran, D., Stadler, K., Ivanova, D., Steen-Olsen, K., Tisserant, A., Hertwich, E.G., 2017. Prioritizing Consumption-Based Carbon Policy Based on the Evaluation of Mitigation Potential Using Input-Output Methods. *J. Ind. Ecol.* 0, 1–13. <https://doi.org/10.1111/jiec.12702>
- Zhang, Xu, Qi, T. yu, Ou, X. min, Zhang, Xi liang, 2017. The role of multi-region integrated emissions trading scheme: A computable general equilibrium analysis. *Appl. Energy* 185, 1860–1868. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2015.11.092>
- Zhu, Y., Shi, Y., Wu, J., Wu, L., Xiong, W., 2018. Exploring the Characteristics of CO₂ Emissions Embodied in International Trade and the Fair Share of Responsibility. *Ecol. Econ.* 146, 574–587. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.12.020>

La tossicità dei metalli pesanti nei metodi LCIA: gli effetti delle incertezze sui fattori di caratterizzazione

Nicola Ferrara^{1,2}, Lorenzo Tosti², Riccardo Basosi^{1,2,3}, Maria Laura Parisi^{1,2,3}

¹R²ES Lab, Research on Renewable Energy and Sustainability, Dipartimento di Biotecnologie, Chimica e Farmacia, Università di Siena

²CSGI, Consorzio Interuniversitario per lo Sviluppo dei Sistemi a Grande Interfase

³Istituto di Chimica dei Composti OrganoMetallici (CNR-ICCOM)

Email: marialaura.parisi@unisi.it

Abstract

La geotermia è una fonte strategica di energia rinnovabile che, come ogni fonte energetica, genera degli impatti sull'ambiente e presenta criticità legate alla geo-specificità della risorsa. In particolar modo, il tema della tossicità di alcuni composti e metalli che vengono rilasciati in ambiente durante l'attività geotermoelettrica è al centro di accesi dibattiti sul piano politico e di accettabilità sociale. La valutazione della tossicità in campo LCA è un aspetto controverso e spesso dibattuto. Questo lavoro ha come obiettivo lo studio delle differenze di calcolo e dei risultati connessi con la scelta del metodo di caratterizzazione degli impatti ambientali (UseTox, CML e ReCiPe). La conoscenza del metodo da parte dell'operatore risulta perciò fondamentale nell'interpretazione dei dati e nella validazione dei risultati. Il metodo USETox è attualmente il più trasparente in termini di modalità di calcolo dei fattori di caratterizzazione.

1. Introduzione

Tra le fonti di energia rinnovabili quella geotermica rappresenta senza dubbio un caso particolare. Infatti, essendo indipendente dalle condizioni atmosferiche, la generazione geotermoelettrica è continua e quindi può fornire un contributo stabilizzante per la rete di distribuzione e, inoltre, è in grado di produrre maggiore energia rispetto ad altre fonti rinnovabili a parità di potenza installata. In Italia l'industria geotermoelettrica è presente esclusivamente in Toscana, nella zona compresa tra le province di Siena, Pisa e Grosseto. Attualmente la potenza installata è di circa 915 MW con una produzione geotermoelettrica annuale intorno ai 6000 GWh, corrispondenti a più del 30% del fabbisogno elettrico regionale (TERNA, 2017). Lo sfruttamento della risorsa geotermica genera degli impatti nell'ambiente, alcuni dei quali altamente sito specifici, data la natura della fonte che è strettamente legata all'area in cui si è formata la sorgente geotermica. Anche il tipo di tecnologia impiegata per lo sfruttamento di questa risorsa contribuisce a determinare gli impatti tipici delle aree geotermiche. Come noto, relativamente ai contributi derivanti dalle varie fasi del ciclo di vita di un sistema geotermico (Bayer et al, 2013; Eberle et al., 2017), le emissioni in atmosfera date dalla fase operativa degli impianti sono fortemente influenzate dalla geochimica dei fluidi utilizzati per la produzione di elettricità. I composti maggiormente presenti nei fluidi geotermici sono gas come l'anidride carbonica (CO₂), il metano (CH₄), l'acido solfidrico (H₂S), l'ammoniaca (NH₃) e mercurio (Hg) in quantità minori. Sono presenti poi soluti trascinati dal vapore, come NH₃, acido borico (H₃BO₃), Hg, arsenico (As) e antimonio (Sb).

Studi LCA focalizzati sulla fase operativa di impianti basati sulla tecnologia flash (di gran lunga la più utilizzata al mondo) hanno messo in evidenza un potenziale impatto ambientale del tutto paragonabile a fonti di produzione da combustibili fossili, come gas e carbone (Bravi and Basosi, 2014; Parisi and Basosi, 2019; Sullivan et al., 2012, 2010). Oltre alle emissioni di gas serra (CO₂ e CH₄) ed eutrofizzanti (NH₃), le emissioni atmosferiche di Hg ed As contribuiscono notevolmente alle categorie d'impatto della tossicità. L'obiettivo di questo studio è valutare ed illustrare le grandi differenze che la scelta di un metodo di calcolo LCIA può generare nel risultato dell'analisi. Seguendo il lavoro di Pizzol et al (Pizzol et al., 2011), l'attenzione è focalizzata sulla categoria della tossicità umana e su quanto questa viene influenzata dalle emissioni di metalli. Infatti, a causa della grande incertezza attribuita ai fattori di caratterizzazione, il risultato finale di un'analisi LCA può essere molto diverso ed estremamente dipendente dal metallo stesso.

2. Casi studio

In questo lavoro è stata eseguita un'analisi LCA gate-to-gate di 3 casi studio: 2 relativi alla produzione elettrica da fonte geotermica in Toscana ed il terzo relativo alla produzione elettrica da gas naturale, tutti descrittivi della sola fase d'uso. I dati secondari sono stati presi dal database Ecoinvent 3.4. Il software utilizzato è OpenLCA 1.7.

2.1. Inventario

Le informazioni ambientali riguardanti la geotermia in Toscana sono state prelevate dai report pubblicati periodicamente dall'agenzia regionale per la protezione dell'ambiente che conduce campagne di campionamento annuali sugli impianti in funzione (ARPAT, 2016). I dati sono stati raccolti nella serie storica 2001-2016. L'analisi statistica di queste informazioni ha consentito di elaborare l'emissione media di tutta l'area geotermica Toscana. I valori emissivi medi degli inquinanti, espressi in grammi per ora (g/h) per ogni centrale, sono stati divisi per la produzione elettrica media di ogni centrale (EGEC Geothermal, 2018). I dati emissivi sono stati utilizzati per elaborare lo scenario "*Geothermal*" che rappresenta l'emissione media della produzione geotermoelettrica in Toscana, espressa in g/MWh. Le emissioni atmosferiche sono state integrate poi con le sostanze utilizzate per trattare i fluidi geotermici diretti alle centrali. Tali informazioni sono state reperite dalle dichiarazioni ambientali del gestore Enel GP (EnelGreenPower, 2017). Le sostanze impiegate sono principalmente idrossido di sodio (NaOH), utilizzato per abbassare il tenore di cloruri nei fluidi in modo da renderli meno aggressivi nei confronti delle parti metalliche dell'impianto (turbine, condensatori ecc.), e acido solforico (H_2SO_4), impiegato per acidificare le condense in alcuni campi in modo da ridurre le emissioni atmosferiche di NH_3 . Anche in questo caso si ottiene uno scenario medio per tutta la geotermia Toscana che presenta le emissioni atmosferiche dello scenario "*Geothermal*" sommate ai flussi dei processi upstream di produzione dei prodotti impiegati. Lo scenario così ottenuto è stato definito "*Geothermal + Raw materials*".

Uno scenario rappresentativo della produzione elettrica da gas naturale (*Use Phase – Natural Gas*), focalizzata sulla sola fase operativa del sistema, è stato modellato a partire da informazioni contenute nel database Ecoinvent. Il risultato è quindi rappresentato dalle emissioni atmosferiche che si ottengono durante la combustione del gas naturale, dalle perdite di rete durante il trasporto, e dagli impatti dei processi relativi alla fase di estrazione e purificazione del gas naturale.

3. Metodi

Per la valutazione degli impatti sono stati scelti diversi metodi LCIA, tra i più utilizzati per studi LCA su sistemi geotermici, e sono stati effettuati i calcoli per le sole categorie relative alla tossicità umana (Tabella 1).

In generale, tutti e tre i metodi considerati si basano sul modello USES-LCA (van Zelm et al., 2009) che descrive la ripartizione degli elementi e sostanze attraverso i vari comparti ambientali, l'esposizione degli esseri umani a determinate concentrazioni e gli effetti che questa esposizione comporta sulla salute umana. Nonostante i metodi selezionati siano basati sullo stesso modello, alcune differenze negli algoritmi e assunzioni utilizzate, proprietà chimico fisiche delle sostanze e l'impiego di differenti dati tossicologici per il calcolo degli effetti sulla salute umana portano a risultati differenti e difficilmente paragonabili (EC-JRC, 2011).

Tabella 1: Lista dei metodi utilizzati e categorie di impatto selezionate

Metodo	Versione	Categorie di impatto	Unità di misura
USEtox	Midpoint v2.02	Human toxicity, Cancer	CTUh
		Human toxicity, Non-Cancer	
CML-IA	Baseline v3.0	Human toxicity	kg 1,4-DB eq
ReCiPe2016	Midpoint (H) v1.1	Human Carcinogenic toxicity	kg 1,4-DB eq
		Human Non-Carcinogenic toxicity	

USEtox

La valutazione della tossicità in campo LCA è un aspetto controverso e spesso dibattuto che la recente iniziativa della UNEP-SETAC ha cercato di fronteggiare sviluppando il modello USEtox. Questo modello è nato in seguito ad un approfondito studio iniziato nel 2005 ed ha direttamente coinvolto sviluppatori di modelli eco-tossicologici. Lo scopo principale di questo confronto è stato quello di identificare le principali differenze tra vari modelli di caratterizzazione degli impatti, sia per i risultati che per la struttura. In seguito al confronto sono stati definiti gli elementi indispensabili per il modello ed è quindi stato definito quello che rappresentasse la miglior raccomandazione e che ricevesse il più largo consenso scientifico. Il modello generato attraverso questo processo è lo USEtox, oggi disponibile nella versione 2.1. Lo studio è stato eseguito attraverso l'analisi di 45 sostanze organiche. I risultati hanno messo in evidenza le carenze nella caratterizzazione di sostanze inorganiche ed in particolare dei metalli pesanti. Infatti, nei molti documenti tecnici pubblicati sul sito ufficiale del Modello USEtox viene sempre ribadito che l'incertezza dei fattori di caratterizzazione è molto alta. Inoltre, tra i fattori di caratterizzazione disponibili, esiste una classe di sostanze per le quali il fattore di caratterizzazione è classificato come "interim", a significare che non vengono raggiunti tutti i requisiti minimi richiesti per eseguire il calcolo degli impatti correttamente. Questi sono fattori di caratterizzazione che devono essere presi in considerazione per eseguire un'analisi di sensitività del processo, il risultato di questa sarà in grado di dire se è necessario includere questi flussi, ed in caso affermativo il risultato dell'analisi LCA dovrà comunque essere valutato con molta cautela a causa dell'alta incertezza associata a questi valori (Fantke, P. et al., 2015; Rosenbaum, R., 2008). La raccomandazione UNEP-SETAC è stata recepita dal JRC dell'Unione Europea che ha integrato i fattori di caratterizzazione standard del modello USEtox (recommended + interim) nel metodo ILCD. Questo metodo ha la particolarità di essere stato sviluppato sulla base di una matrice di calcolo che fornisce all'utente la possibilità di variare i parametri associati a ciascun composto in modo da ottenere fattori di caratterizzazione diversi che rispecchiano meglio le caratteristiche del processo studiato. Attraverso questa matrice è dunque possibile adattare il metodo al caso oggetto di studio. Sono disponibili sia fattori di caratterizzazione midpoint che endpoint.

CML-IA

Questo metodo è stato sviluppato dall'istituto di scienze ambientali dell'Università di Leiden ed è tra i più utilizzati in ambito LCA. Contrariamente allo USEtox, le categorie di impatto definite nella versione baseline coprono uno spettro abbastanza ampio di temi ambientali, che si allarga ulteriormente nella versione non-baseline per includere categorie di impatto non molto comuni in studi LCA. I fattori di caratterizzazione provengono da numerosi studi e pubblicazioni scientifiche, e vengono aggiornati di pari passo alle ricerche eco-tossicologiche sviluppate dall'istituto. Tuttavia, gli autori ritengono meno accessibile

l'informazione utilizzata ed elaborata per ottenere i fattori di caratterizzazione. L'approccio è di tipo midpoint, ma sono disponibili fattori di normalizzazione e pesatura per ottenere valori di punteggio singolo (Oers, L. van, 2015).

ReCiPe2016

Questo metodo nasce come armonizzazione di diversi metodi. La prima versione ReCiPe 2008 si presenta, infatti, come combinazione dei metodi Ecoindicator 99 e CML. L'aggiornamento del 2016 perde questa connotazione e segna lo sviluppo di ReCiPe come metodo indipendente da parte dell'istituto nazionale olandese per la salute pubblica e l'ambiente (RIVM) e della Pré Consultants. Si tratta di un metodo che copre uno spettro molto ampio di categorie di impatto ambientali e, con la versione 2016, passa da approccio europeo ad uno globale. Presenta fattori di caratterizzazione sia di tipo midpoint che endpoint. Il calcolo dei fattori di caratterizzazione è ben documentato e scaricabile tramite il sito del RIVM.

4. Risultati e discussioni

Il calcolo degli impatti è stato eseguito utilizzando le sole categorie relative alla tossicità umana. I risultati sono stati analizzati per individuare i flussi che maggiormente contribuiscono al punteggio finale (Figura 1).

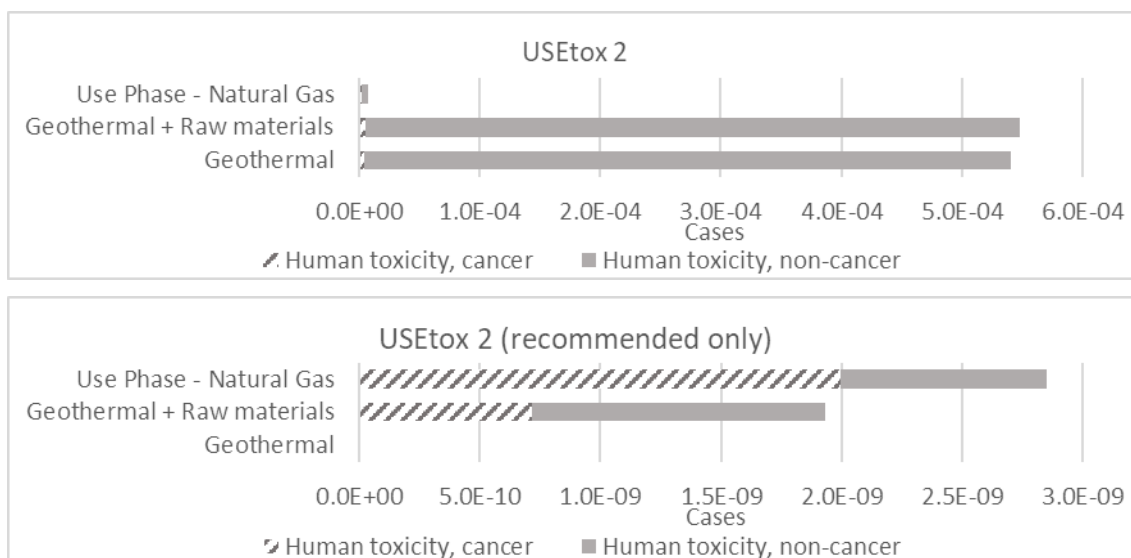


Figura 1: Risultati LCIA con il metodo USEtox: nel diagramma in alto sono utilizzati i fattori di caratterizzazione "recommended + interim", in quello in basso solo quelli "recommended"

Lo USEtox è il metodo che restituisce il punteggio più alto per gli scenari connessi alla generazione geotermoelettrica, che sono quasi 2 ordini di grandezza superiori al valore per lo scenario gas naturale. La grande differenza è da ricercare nell'emissione atmosferica di Hg che contribuisce per più del 99% al valore totale. Il calcolo effettuato con i soli fattori di caratterizzazione *recommended* porta ad un risultato opposto, cioè assegna allo scenario *Use Phase – Natural Gas* il risultato più alto, mentre lo scenario *Geothermal*, che include solo le emissioni in atmosfera, ha come risultato zero. Questo è dovuto al fatto che i metalli immessi in atmosfera dalle centrali geotermoelettriche (As ed Hg) sono classificati come *interim*, dunque vengono esclusi dal calcolo. Va sottolineato che gli sviluppatori di USETox suggeriscono di applicare il metodo includendo preliminarmente i fattori di caratterizzazione per le sostanze *recommended + interim* in modo da non escludere nessun impatto, per quanto affetto da incertezza, dall'analisi. Il metodo CML presenta risultati diversi (Figura 2, diagramma in alto). Questo metodo non prevede l'inclusione o esclusione dei metalli (o altre sostanze il cui fattore di caratterizzazione risulti essere poco attendibile) dal calcolo, restituendo un potenziale impatto legato alle emissioni di metalli minore per lo scenario

Geothermal rispetto al Use Phase – Natural Gas. L'ultimo metodo illustrato in questo confronto è il ReCiPe2016 midpoint H (Figura 2, diagramma in basso) secondo cui, similmente a quanto ottenuto con il CML, lo scenario *Geothermal + raw materials* è quello che presenta il maggior impatto, mentre lo scenario *Geothermal* risulta paragonabile a quello *Use Phase – Natural Gas*.

Per il CML e ReCiPe2016 le emissioni atmosferiche di Hg presentano fattori di caratterizzazione paragonabili tra loro e comunque significativamente inferiori a quelli proposti da USEtox (recommended+interim). Questa osservazione evidenzia la sensibilità dei risultati LCA (categoria Human Toxicity) alla presenza/assenza di emissioni di Hg e alla scelta del metodo LCIA. Proprio la scelta del methodo LCIA è stata recentemente affrontata nell'ambito dell'iniziativa della CE sull'impronta ambientale dei prodotti e delle organizzazioni. Le conclusioni riportate dalla CE raccomandano di non usare i risultati delle categorie relative alla tossicità nella comunicazione dei risultati all'esterno, a causa della difficoltà di utilizzo del metodo e interpretazione dei risultati. A seguito di queste problematiche riscontrate durante la fase pilota della PEF, i fattori di caratterizzazione USEtox sono stati revisionati ed aggiornati integrando il database originale con dati provenienti dal REACH. Questo restituisce profili che sembrerebbero più significativi in quanto non viene attribuito un impatto tanto elevato al solo Hg, come nello USEtox, inducendo potenzialmente ad un errore molto elevato nel confronto.

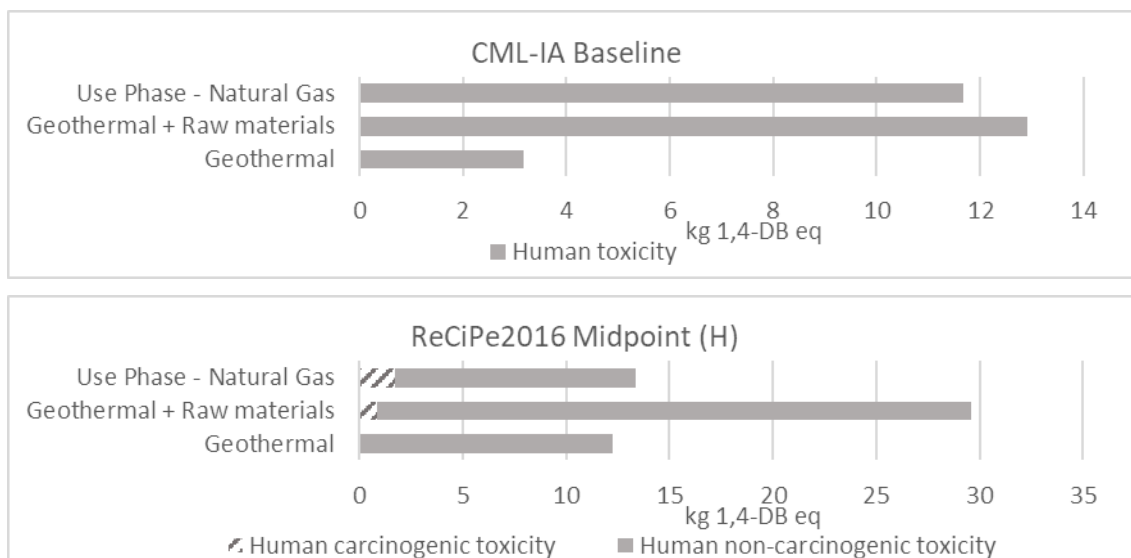


Figura 2: Risultati LCIA ottenuti con il metodo CML (in alto) e ReCiPe2016 (in basso)

Fattori di caratterizzazione

In questa sezione vengono confrontati i fattori di caratterizzazione utilizzati dai diversi metodi. I valori sono riportati nella Figura 3. Le differenze tra i fattori di caratterizzazione dei vari metodi sono evidenti: lo USEtox ed il CML sono i metodi che presentano il maggior scarto tra i metalli, con una differenza tra i valori per Cr VI e Hg intorno ai 3 ordini di grandezza. Tra metalli e il composto organico 1,4-DB, invece, la differenza aumenta fino a 6 e 7 ordini di grandezza, rispettivamente per CML e USEtox. Anche considerando i metalli, si nota la "specularità" dei fattori di caratterizzazione, ovvero il mercurio rappresenta rispettivamente il maggiore ed il minor valore tra i metalli. È chiaro, quindi, che anche piccole quantità possono generare una differenza di impatto molto elevata, e soprattutto estremamente dipendente dal metodo scelto. Per il ReCiPe2016, invece, si ottengono risultati meno marcati, nel senso che le differenze tra i metalli sono intorno a 1 ordine di grandezza e quelle tra metalli e composto organico, si assestano sui 5 ordini di grandezza, rendendo quindi il risultato maggiormente confrontabile.

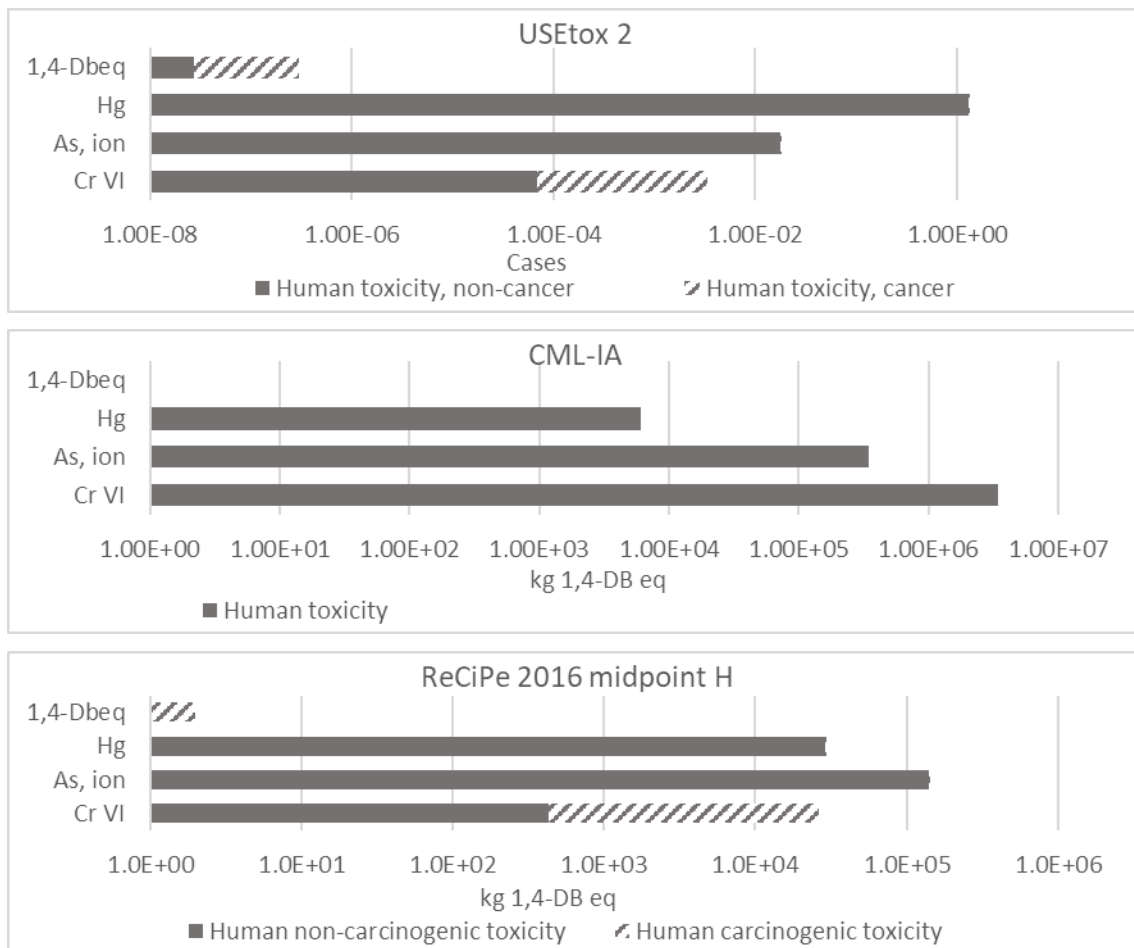


Figura 3: confronto tra i fattori di caratterizzazione di 4 sostanze prese come riferimento per ogni metodo LCIA: Cromo (Cr VI), As, Hg e 1,4 dicloro-benzene (1,4DB).
L'asse delle ordinate è su scala logaritmica con base 10

5. Conclusioni

Le categorie di impatto relative alla tossicità sono tra le più critiche per uno studio LCA, sia dal punto di vista del metodo che dell'interpretazione del risultato. Inoltre, sono quelle che possono maggiormente attirare l'attenzione pubblica. Il risultato va quindi attentamente interpretato ed esposto nella maniera più corretta possibile, senza dare spazio a manipolazioni fermo restando che i valori di impatto relativi alla tossicità calcolati da una LCA sono di tipo potenziale e non rappresentano necessariamente un rischio reale. In particolar modo, per quanto riguarda i metalli, esistono dei limiti di emissione legislativi che devono essere rispettati e che assicurano la salvaguardia della popolazione umana esposta. Allo stato attuale, in mancanza di linee guida che consentano un approccio LCA standardizzato ai sistemi energetici, ed in particolare a quelli geotermici, la scelta del metodo LCIA riveste grandissima importanza, come mostrato in questo lavoro, perché i risultati ottenibili possono portare a conclusioni diametralmente opposte.

L'esclusione delle categorie d'impatto di tossicità dall'analisi LCA come proposto recentemente dalla CE nell'ambito dell'iniziativa dell'impronta ambientale dei prodotti e delle organizzazioni potrebbe portare, a nostro avviso, a conclusioni sì più paragonabili ma estremamente incerte, specialmente quando riferite a sistemi geotermici dove le emissioni di metalli potrebbero rappresentare una componente determinante. Il recente aggiornamento del modello USETox non è stato ancora integrato nei software e rappresenta sicuramente un aspetto da verificare in futuro. In questo contesto, quindi, il ruolo dell'analista LCA diventa fondamentale al fine di salvaguardare la validità scientifica dell'approccio metodologico. Ciò non può essere fatto senza avere una conoscenza adeguata del metodo

utilizzato. Le vie di esposizione delle sostanze valutate dal metodo, gli effetti supposti che generano e l'ampiezza del danno attribuito, così come i limiti e le incertezze che un particolare metodo ingloba, devono essere rese trasparenti da parte degli sviluppatori dei metodi e parte del background scientifico dell'operatore. Infatti, non è il metodo scelto a dare validità al risultato di un'analisi, ma l'accuratezza e la consapevolezza con cui il risultato ottenuto viene discusso, analizzato e contestualizzato dall'operatore.

6. Riconoscimenti

La ricerca condotta è parte del progetto No 818242-GEOENVI (<https://www.geoenvi.eu/>) finanziato dalla comunità europea all'interno del programma di ricerca e innovazione Horizon 2020.

7. Bibliografia

ARPAT, 2016. Monitoraggio delle aree geotermiche toscane 2001-2003; 2004; 2005; 2006; 2007-2008; 2009; 2010; 2011; 2012; 2013; 2014; 2015; 2016;,, viewed 01 Mar 2019
<<http://www.arpat.toscana.it/documentazione/report/report-geotermia>>

Bravi, M, Basosi, R, 2014. Environmental impact of electricity from selected geothermal power plants in Italy. J. Clean. Prod. 66, 301–308.

Eberle, A, Heath, G, Nicholson, S, Carpenter, A, 2017. Systematic Review of Life Cycle Greenhouse Gas Emissions from Geothermal Electricity. Technical Report NREL/TP-6A20-68474

EGEC Geothermal, 2018. EGEN Market Reports for years: 2011; 2012; 2013-2014; 2015; 2016; 2018.

Enel Green Power, 2017. Dichiarazione Ambientale anni 2017-2019.
<<https://corporate.enel.it/content/dam/enel-it/progetti/documenti/impianti-emas-geotermici/ItaliaEnelGreenPower/Dichiarazione-Ambientale-2017.pdf>>

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. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2011

Fantke, P (Ed.), Huijbregts, M, Hauschild, M, Margni, M, Jolliet, O, McKone, TE, van de Meent, D, Rosenbaum, RK, 2015. USEtox® 2.0 Manual: Inorganic Substances (Version 2),

Parisi, ML, Basosi, R, 2019. Geothermal energy production in Italy: an LCA approach for environmental performance optimization. in: Basosi, R, Cellura, M, Longo, S, Parisi, ML (Ed.), Life Cycle Assessment of Energy Systems and Sustainable Energy Technologies, Springer International Publishing, 31–43.

Pizzol, M, Christensen, P, Schmidt, J, Thomsen, M, 2011. Impact of “metals” on human health: a comparison between nine different methodologies for Life Cycle Impact Assessment (LCIA). J. Clean. Prod. 19, 646–656.

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 characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. Int. J. Life Cycle Assess. 13, 532–546.

Sullivan, JL, Clark, CE, Han, J, Wang, M, 2010. Life-cycle analysis results of geothermal systems in comparison to other power systems., Transportation Research. Argonne, IL (United States).

Sullivan, JL, Clark, CE, Yuan, L, Han, J, Wang, M, 2012. Life-cycle analysis results for geothermal systems in comparison to other power systems: Part II., Climate Change 2013 - The Physical Science Basis. Cambridge University Press, Argonne, IL (United States).

TERNA, 2017. Dati Statistici, Lo storico dei dati statistici sull'energia elettrica e l'ultimo bilancio elettrico, viewed 20 Mar 2019, <https://www.terna.it/it-it/sistemaelettrico/statisticheeprevisori/dati-statistici.aspx>

Oers, L. van, 2015. CML-IA database, characterisation and normalisation factors for midpoint impact category indicators. Downloaded from <http://www.cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html>

van Zelm, Rosalie & Huijbregts, Mark & Van de meent, D. (2009). USES-LCA 2.0—a global nested multimedia fate, exposure, and effects model. International Journal of Life Cycle Assessment. 14. 282-284. 10.1007/s11367-009-0066-8.

Towards the harmonization of the environmental footprint methodology of construction products: insights from the experiences on EPDs

Francesca Reale¹, Gioia Garavini¹, Alessandra Zamagni¹

¹Ecoinnovazione

Email: f.reale@ecoinnovazione.it

Abstract

In order to avoid the development of parallel initiatives and diverging rules for the evaluation of the environmental footprint, the main reference standard for the environmental footprint studies in the construction sector (EN 15804) is currently being revised to be aligned with PEF, the harmonized methodology promoted by the European Commission for the development of environmental footprint studies for products. EN 15804 is the reference standard used for the development of environmental product declarations (EPDs) in the context of several EPD programmes. The experience with EPDs development performed by the authors put in light that significant differences exists between rules applied by the different EPD Programmes (e.g. in the assessment method or at system boundaries level), which affects the final comparability of EPDs and which are of relevance in the context of the revision process of EN 15804.

1. Introduction

The assessment of the environmental footprints of products, systems and organisations is becoming a competitive leverage on the market, also building upon the environmental footprints initiatives launched by the European Commission. In particular, the Product and Organization Environmental Footprint (PEF/OEF) initiative, launched in 2013, is the methodology recommended by EU for measuring and communicating on the market the potential environmental impacts of products (Recommendation 2013/179/EU). Major aim of the PEF/OEF initiative is the harmonization of the environmental footprint methods in order to allow consumers to make informed choices, while creating the conditions for a fair competition of companies in the European and international market. Advantages associated to a harmonized methodology are the higher trust of consumers in the information communicated and the cost reduction for companies operating in different national contexts.

Whereas the relevance of environmental product-related information is well recognized for several product categories, including the building sector, the overall construction sector is following the EN 15804, which is actually the reference standard for the environmental footprint studies of construction products and represents the basis for product/sub-product categories rules (PCRs/sub-PCRs), i.e. the rules developed in the context of the several national and international Environmental Product Declaration (EPD) programmes (e.g. The International EPD® System, INIES, etc). In order to avoid the development of parallel initiatives and diverging rules for the evaluation of the environmental footprint, the European Commission has started the integration process by giving the CEN the mandate to harmonize the EN 15804 with the PEF. The EN 15804 is currently under revision and it is expected to be published by the end of 2019.

In the meantime, companies willing to communicate the environmental performance of their own construction products on the market can use both the PEF and the EN 15804, the latter through the EPDs programmes, whereas currently the compliance to the PEF methodology can only be reported in a verification statement without any further labelling. As far as the EPD certification is concerned, it should be noted that the EN 15804 provides only a general indication of the main methodological aspects which are usually further specified in the supporting documents of the different EPD Programme Operators (general instructions and PCRs/Sub-PCRs).

The lack of strict and not fully comparable requirements in the PCRS among the different EPD systems raises the issue of the comparability of a same product from different companies communicating through EPDs issued by different EPD Programmes.

The present article intends to contribute to the topic of the harmonization of environmental footprint methods in the construction sector. More in detail, the aims of this paper are twofold:

- to highlight the main methodological differences and consequences in terms of both comparability and general usability of the most used EPD Programmes in the construction sector;
- to provide elements to further discuss the role of PEF in the construction sector.

2. EPDs of construction products: main issues

In this section the main differences among relevant EPD Programmes for the construction sector, namely The International EPD System (Sweden), IBU (Germany) and INIES (France), are reported in relationship to key LCA methodological aspects (2.1) and to other aspects concerning the development, use and maintenance of EPDs (2.2).

2.1. Key LCA aspects

Main differences among the selected EPD Programmes concern the following aspects:

- Functional/declared unit;
- System boundaries
- Life Cycle Impact Assessment (LCIA) method
- Allocation
- Data quality

In terms of functional/declared unit, no specific differences exist among the analysed Programmes. However, some differences have been identified in the development of the Life Cycle Inventory (LCI). More in detail, not all the analysed EPD Programmes acknowledge the possibility to define an average LCI (e.g. based on production volume/mass) to be used for representing a group of similar products produced by a single company. The International EPD System and IBU allow this possibility and also the use of a representative product, a “virtual” one based on a weighted average of similar products manufactured by the company. For INIES, this possibility is acknowledged only in case a product is produced by the same company in more than one site, or for sector EPDs, i.e. in case the same product is produced by several manufacturers. The possibility to use an average product could be of interest for a company, especially in case the group of similar products are simply represented by product’s variants in terms of size and the company is interested in the EPD of all variants.

At system boundary level, almost all selected EPD Programmes allow the development of EPD types in line with EN 15804, i.e. “cradle to gate”, “cradle to gate with options” and “cradle to grave”. However, in INIES, only the last option is possible. In this case, scenarios are required, even if some modules, e.g. within the use stage, can be excluded upon the provision of reliable justifications. The inclusion of the full life cycle of a product is an added value toward the complete assessment of the environmental impacts associated to the product; however, the use of scenarios for those stages outside the direct control of the company, could be a too limited representation of the potential impacts arising from the

product application and use. In addition, a guide for the development of scenario is never provided with consequence on the comparability level even within the same EPD Programme.

As far as the LCIA method is concerned, all EPD Programmes here discussed refer to EN 15804 and, in turn, the CML 2001 version 4.2 is used for the assessment. However, for EPD to be issued with INIES, the LCIA method of the national version of the EN 15804 (NF EN 15804 CN) has to be used. More precisely, it is based on CML 2001 version 4.1, which differs from version 4.2 in the Acidification (AP) as two substances contributing to this category are not included (namely, sulphur trioxide and sulphuric acid). In addition, other changes are implemented, e.g. the addition of characterisation factors for a list of predefined substances contributing to the Abiotic Depletion (ADP) impact category and the inclusion of two additional indicators, which are the “Pollution de l’air” and the “Pollution de l’eau”. Moreover, the programme INIES provides instructions for dealing with issues specific of some LCI database. One of this is the negative impact of transport in the category Photochemical Oxidant Creation Potential (POCP) when using Thinkstep database, which clearly pops up and affects the overall impact on the category for, e.g. the A4 “transport to construction site”. Indeed, in Thinkstep database, the NO_x from transport are splitted in NO₂ and NO, the latter having a negative characterization factor. In order to avoid possible misleading results, in this case INIES recommends to substitute the NO characterization factor for POCP, with that one of NO₂. The difference between the version 4.1 and 4.2 of CML 2001 is only the inclusion of characterization factors for two substances contributing to the acidification (AP) category, however, this difference, summed up with changes in ADP and eventual changes in other categories (e.g. POCP), might results in significant differences in terms of final impacts.

Concerning the allocation, although the LCA is a standardized methodology, the debate on some aspects is still on-going. To this regard, it is worthy to highlight that LCA can be used for different applications, each of which could ask for different methodological requirements (Masoni, Reale, 2017). The allocation in case of multifunctional processes is one of these aspects and the debate within the scientific community is of policy nature. The EN 15804 provides a set of methodological approaches, specifying the priority order in the selection. However, the development of a PCR is necessary to define specific rules for products serving the same function (Subramanian, 2012). When a PCR is missing or no additional guidance is provided in the PCRs (or sub-PCRs) there is a room for subjectivity, even within the same EPD programme, depending on the LCA practitioner performing the study, with consequences on the final comparability of the EPDs on similar products.

Finally, for the data quality requirements, EPD Programmes can set additional and more stringent rules, beyond the requirements specified by EN 15804. This is the case of The International EPD System, which establishes a limit for the use of proxies data, i.e. a maximum contribution to the overall environmental impacts in each category no higher than 10%, adopting the thumb of rule provided by ISO 21930 to quantify the “significance”. As general rules, a good level of data quality is always recommended, but common rules should be used to allow full comparability, especially on the use of proxies, which in some cases are the only option. Other differences in terms of data, relates to reporting aspects and are treated in the following chapter.

2.2. Other aspects

Other differences are related to the additional information included in the EPD, namely the LCI Indicators on resources use, waste and output flows, and on the verification and maintenance processes.

As far as the first point is concerned, the reference for calculation is always the standard EN 15804. However, it does not specify a method for the quantification of LCI indicators. Some of the commercial software (e.g. GaBi) have implemented a procedure to automatically provide most of the LCI indicators required by the EN 15804, but no details are provided on the calculation approach. Other LCI indicators are often calculated starting from the LCI indicators provided by the software (e.g. in Gabi, the “Use of renewable primary energy excluding renewable primary energy resources used as raw materials”) or from the elementary flows (e.g. the “Net use of fresh water”). For some LCI indicators such as the “Use of secondary materials” or the “Material for recycling”, a common practice is to limit the calculation to the foreground system. In all the above-mentioned cases there is not an officially established approach and the results mostly depends on the used tools (software and database) and/or on the approach adopted by the LCA practitioner. In addition, the EPD Programmes do not always require that EPD reports the main database and LCA software used in the study.

Finally, an aspect that is becoming important is the usability of LCI indicators in the context of building/infrastructure evaluation schemes and of the Green Public Procurement. For example, the LEED Scheme for Building Design and Construction, in the section “Materials and Resources – Building Product Disclosure and Optimization”, awards credits for the use of secondary materials (recycled content). However, in order to use the LCI indicators in these contexts, additional requirements should be asked. This is the case of the Italian Green Public Procurement for buildings, that awards the recycled content declared in compliance to the the ISO 14021, but requires that the declaration is released by a body accredited to certify the conformity of such information. This aspect does not affect the result of the calculation of the recycled content, as far as it is performed according to the ISO 14021, but it could be a criterion for the selection of the specific EPD Programme (and Programme operator). Indeed, not all of them are accredited for this.

As far the verification and maintenance aspects are concerned, the EPD Programmes have different rules, running from a remote check of only the LCA report, to a wider on-site audit including a full check on primary data and related use in the LCI model. This jeopardized situation could pass to consumers the message that EPDs under different EPDs Programmes have a different robustness level.

3. Discussions

The EPD market for construction products presents clear differences from one EPD Programme to another, and the harmonization of the calculation of the environmental footprint is needed to create a single market. In addition, EPDs play a role toward the achievement of a better sustainability performance of built environment, which makes even more urgent an harmonization action. A clear example is the European GPP for buildings, where the EPDs can be used to account for the overall environmental impact of the project (main building elements) to be scored on the basis of a reference project or the other bidders.

In the light of this situation, the value of the PEF initiative relies firstly in the LCA methodology harmonization for a given application, i.e. the assessment for the communication on the market. Indeed, the harmonization has dealt with the key methodological aspects affecting the LCA results. With reference to the main issues reported in the previous chapter, the PEF can represent a solution for a common LCIA method in the context of the EPD. As far as the allocation is concerned, at general level the PEF follows the same approach of the EPD Programmes, however, it provides additional technical specifications which support relevant aspects such as the electricity modeling (especially in case of self-production) and the

modelling of materials production and multi-functionality during end-of-life (Circular Footprint Formula). Both these aspects represent a common basis to start a discussion on how to harmonize the approaches underlying the EPD Programmes. With specific reference to the discussion about the modelling of materials production and multi-functionality during end-of-life, the characteristics of the construction sector should be taken into account, more in detail:

- the End-of-Life (EoL) scenarios for buildings and infrastructures are extremely dependent on the local context, i.e. on the specific construction practices and rules and specific built environment the work is part of. This makes more difficult the “one-size-fits all” approach;
- the buildings and infrastructures are characterized by an extended service life (basically, more than 50 years). In the specific case of infrastructure, the end of life is often not considered in the LCA studies as the current experience suggests that infrastructures are rarely dismantled. Consequently, the EoL scenarios are highly uncertain in terms of procedures, value of potential recovered fractions and in turn, of the potential impacts.

4. Conclusions

Literature reports that more than 28 EPD Programmes exist worldwide referring to ISO 14025, providing more than 2256 PCR documents and 3600 EPDs (Del Borghi, 2012; Hunsager et. al., 2014). This demonstrates the high demand for environmental assessment of construction products (Passer, 2015). On the other hand, it provides figures on the high availability of LCA data and the potential for the future as well. Lack of global harmonization between PCRs has led to the development of duplicate PCRs for same products (Subramanian 2012).

Based on the experience performed by the authors and here reported, relevant differences exist among the different EPD programmes. Consequently, the need for harmonization is becoming more and more important in the light of the roles of the environmental footprints in sector policies, both current, e.g. GPP in the construction sector, and future, e.g. policies addressing the overall impacts of construction sector and built environment.

In addition, in the context of broader policies such as circular economy and sustainable consumption and production, environmental assessment studies are being performed to evaluate the overall impacts of key sectors and related contributions. Thus, the harmonization of environmental footprint studies, including the EPDs, could effectively bring an added value in this direction.

5. References

Arrêté du 23 décembre 2013 relatif à la déclaration environnementale des produits de construction et de décoration destinés à un usage dans les ouvrages de bâtiment

Del Borghi, A, 2012. LCA and communication: environmental product declaration. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Volume 18

EN 15804:2012+A1:2013 (Sustainability of construction works - Environmental product declarations - Core rules for the product category of construction products) EN ISO 14025:2006

Hunsager, EA, Bach, M, Breuer, L, 2014. An institutional analysis of EPD programs and a global PCR registry. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Volume 19

International EPD® System. 2012. PCR 2012:01 Construction products and construction services. version 2.2

International EPD® System (2018). General Programme Instructions (GPI) for the International EPD® System - version 2.5

IBU - Institut Bauenund Umwelt e.V. 2016, General Programme Instructions for the Preparation of EPDs at the Institut Bauenund Umwelt e.V., version 1.1

Masoni P., Reale F., Metodologia LCA e Standard di riferimento, in Maurizio Cellura (a cura di), Life Cycle Assessment applicata all'edificio, Editoriale Delfino, Milano, 2017, ISBN 978-88-97323-65-5

NF EN 15804/CN (June 2016) Contribution des ouvrages de construction au développement durable — Déclarations environnementales sur les produits — Règles régissant les catégories de produits de construction — Complément national à la NF EN 15804+A1

NF EN 15804+A1 (April 2014). Contribution des ouvrages de construction au développement durable — Déclarations environnementales sur les produits — Règles régissant les catégories de produits de construction

Passer, A, Lansvaux, S, Allacker, K, De Lathauwer, D, Spirinckx, C, Wittstock, B, Kellenberger, D, Gschosser, F, Wall, J, Wallbaum, H, 2015. Environmental Product declarations entering the building sector: critical reflections based on 5 to 10 years experience in different European countries. Internatinal Journal of Life Cycle Assessment, Volume 20

Programme de declaration environnementale et sanitaire « Programme INIES» (January 2017)

Recommendation 2013/179/EU. 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

Subramanian, V, Ingwersen, W, Hensler, C, Collie, H, 2012. Comparing product category rules from different programs: learned outcomes towards global alignment. Internatinal Journal of Life Cycle Assessment, Volume 17

Social Life Cycle Assessment: past, present and future initiatives

Marzia Traverso¹, Gabriella Arcese², Sabrina Neugebauer¹, Rose Nangah Mankaa¹

¹Institute of Sustainability in Civil Engineering (INaB), RWTH Aachen University,
Mies-van-der-Rohe-Straße 1, 52074 Aachen, Germany

²Università Niccolò Cusano, Via Don Carlo Gnocchi 3, 00166 Roma, Italy
Email: marzia.traverso@inab.rwth-aachen.de

Abstract

The first guidelines of Social Life Cycle Assessment of a product were published in 2009 by the United Nations Environment Programme's Life Cycle Initiative and the Society of Environmental Toxicology and Chemistry. The guidelines introduced the general framework to implement Social Life Cycle Assessment as a complementary approach of life cycle assessment and life cycle costing. Many improvements and developments of the methodology and its indicators have been made in the last ten years, one of the reasons why in 2017 a project for the revision of the current guidelines was put in place. The leadership of this project is assumed by the Steering Committee of the Social Life Cycle Alliance. The aim of this paper is to provide a detailed description of the international initiatives regarding Social Life Cycle Assessment, with particular reference to the process of revision of the Guidelines.

1. Introduction

In the last decade, interest in social impact assessment of products and companies has dramatically increased as well as the need to identify social risks, potential improvements and opportunities.

The methodology to assess positive and negative social impacts of a product along its supply chain is the Social Life Cycle Assessment (S-LCA). It was described the first time by Klöpffer (2003) as Societal Life Cycle Assessment in 2003. The first S-LCA milestones have been developed by the Danish school from 2006 to 2010, before even the first guidelines were published (Jørgensen, 2008; Dreyer et al., 2006; Hunkeler, 2006; Norris, 2006).

The first official guidelines, known as Guidelines for Social Life Cycle Assessment of products, were published in 2009 by the United Nations Environment Programme's Life Cycle Initiative (UNEP Life Cycle Initiative) and the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) (Benoit and Mazijn, eds., 2009). It gives the framework of the S-LCA as a complementary approach of life cycle assessment (LCA) according to the ISO 14040 (2006). In other words, it follows in the implementation the LCA steps (goal and scope, life cycle inventory, life cycle impact assessment and interpretation to assess positive and negative social impacts related to different stakeholders involved in the product life cycle: e.g. workers, consumers, local communities).

A further document to complement and describe more in detail each stakeholder subcategory was the Methodological Sheets for Social Life Cycle Assessment of products published by UNEP in 2013 (Benoit-Norris et al., 2013). They describe more in detail the political context of each subcategory, their related issues, which generic and specific data should be collected and where they can be found.

While the Guidelines for S-LCA of products and the S-LCA Methodological Sheets have played a decisive role in initiating the practice of Social Life Cycle Assessment, the number of implementations has been growing and there has been further developments in the last 10 years.

An example of further methodological development is the Handbook of Product Social Metrics, which described in its 3rd Version a quantitative and qualitative methodology to assess social impacts of a product (Fontes et al., 2018; Traverso et al., 2018).

This handbook was published by the Roundtable of Product Social metrics, the first initiative by companies led by Pré Sustainability aiming to develop a more practical methodology starting from scientific literature and linking with companies' strategy (Fontes et al., 2018).

2. Methodological development

Several methodological developments have been achieved in the last 10 years, thanks to further research and implementations of S-LCA to several sectors. A good overview on those improvements is reported in the articles related to the special Issue on S-LCA published in the International Journal of LCA (Macombe et al., 2018). Particular attention is given to the development of impact categories and assessing methodologies. It has led to the definition of two types of impact categories:

- Type 1 where the inventory data are mainly scaled and ranked according to a benchmark or a reference value;
- Type 2 where pathways and characterization factors were developed to translate inventory data into impact for the areas of protection such as wellbeing, decent life and health (Neugebauer et al., 2014).

Example of Type 1 is the so called Subcategory Assessment Method (SAM). SAM is a characterization method based on the behaviour of organizations responsible for the processes along the product life cycle. The method defines levels for each subcategory assessment and compare the companies' behaviour against those levels, by assigning different levels. Level A indicates that the organization exhibits proactive behaviour by promoting basic requirement (BR) practices along the value chain. Level B means that the organization fulfils the BR. Levels C and D are assigned to organizations that do not meet the BR and are differentiated by their context (Ramirez et al., 2014).

Another example of further development is the Social Organizational Life Cycle Assessment which, inspired by the Organizational Life Cycle Assessment, aims to assess the social impacts at organizational level (Martínez-Blanco et al., 2015).

Two S-LCA databases with national and sector information have been developed: Social Hotspots Database (SHDB) and Product Social Impact Life Cycle Assessment (PSILCA) database. They support the implementation of S-LCA with generic data. Hundreds of studies have been identified applying the framework of S-LCA Guidelines in the food, IT and mining sectors, as well as in other consumer product groups.

In general, the main reference still remains the 2009 Guidelines, but it is evident that a revision is today necessary to integrate new methods, experiences and to facilitate further implementation also for non-LCA practitioners. Indeed, the guideline published in 2009 was developed for an expert audience familiar with the LCA.

In September 2017 a project for the revision of the UNEP Guidelines was launched. Starting as a voluntary initiative of members of the Social Life Cycle Alliance (Social LC Alliance) and a group of researchers from different universities, it is today a project funded and supported by the UN Environment Life Cycle Initiative.

3. Project for the revision of the S-LCA Guidelines

Building on the existing literature, research activities and initiatives, experts in the field of social assessments joined the "Social LC Alliance" to review the 2009 Guidelines. The S-LCA project started in September 2017 and since April 2018 it runs under the umbrella of the United Nations Environment Life Cycle Initiative activities.

Project Phase I – Revision of the S-LCA Guidelines

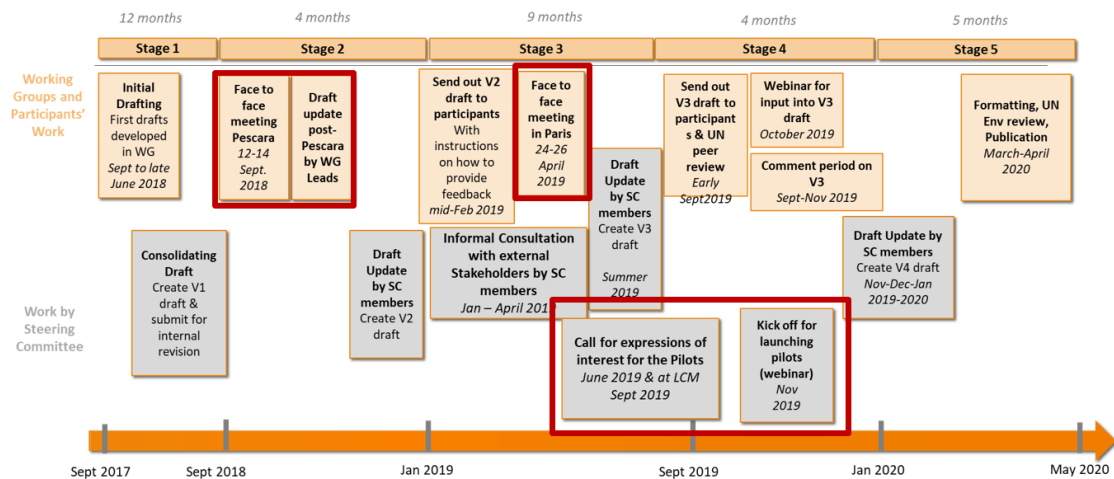


Figure 1: Timeline of the Phase 1

Project Phase II – Implementation of the revised S-LCA Guidelines

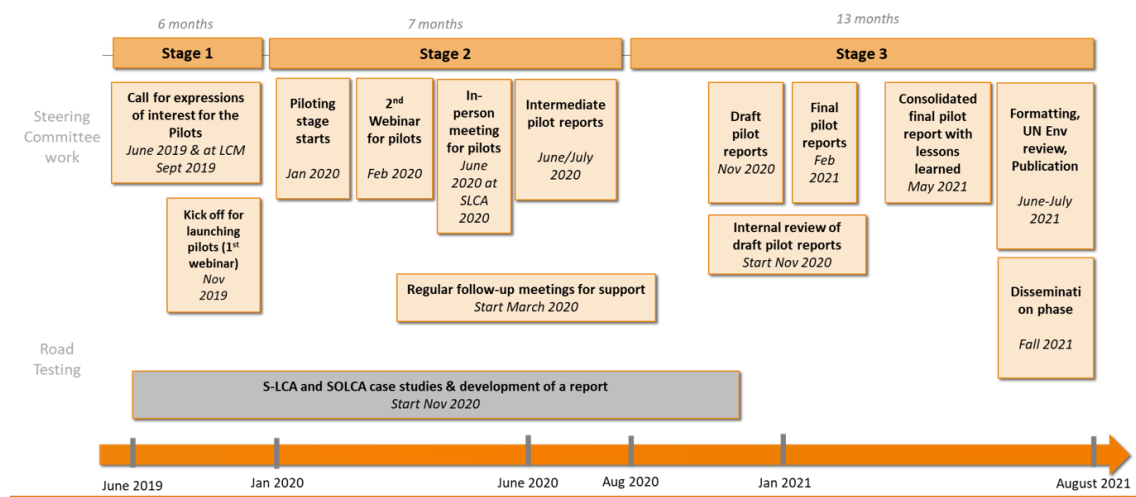


Figure 2: Timeline of the Phase 2

The project consists of two phases: 1) revision of the Guidelines and 2) road test or piloting phase for the implementation of the new version of the S-LCA 2009 Guidelines throughout real case studies (see Figure 1 and Figure 2). The process takes place also in cooperation with the 10YFP Consumer Information Program.

About 50 experts from all sectors (academia, business, government, NGOs) are involved in the review process of the Guidelines, which started with five working groups split by topic: Introduction, Goal & Scope, Inventory, Impacts, Interpretation and Communication.

A first face-to-face expert meeting was organized in September 2018 in Pescara, Italy, that allowed for in-depth discussions and resolution of open questions.

This will be complemented with an international consultation and comprehensive peer review process in 2019 in line with the UN Environment practices for the development of publications with global guidance.

Phase 2 for the road testing of the new guidelines will start in November 2019 and it will involve a certain number of companies necessary to obtain a sectoral and regional balance and representativeness of the geographical and local conditions in the World. The Piloting

Phase aims at testing the guidelines against their feasibility and practicability, and identifying drivers and challenges of the new S-LCA Guidelines.

The process and reviews are fully and constantly documented on the webpage of Social LC Alliance. For the sake of transparency and to support a strong and credible consultation process, all comments received and how they are addressed will be publicly available.

4. Progress: Preliminary results and discussion

The first revision process underlined the necessity to further work on following areas:

- Introduction of more stakeholder categories such as smallholders. It was taken from the experience of the Roundtable of Product Social Metrics (Roundtable of Product Social Metrics, 2018). Further subcategories will be identified for the 3rd draft of the revised guidelines.
- A description of Social Organizational LCA will be integrated in the new S-LCA Guidelines, highlighting differences and similarities to product S-LCA. Some case studies on both methodologies will also be part of the road testing.
- Positive impacts and how to better address them when performing a S-LCA.
- A dedicated chapter to the communication of the product social Impact assessment, integrating suggestions provided in the Communicating Products' Social Impacts - A White Paper of the One Planet Network Consumer Information Programme.

The latter builds on work done in the 6th Working Group led by Catherine Benoit-Norris and Marzia Traverso in the Consumer Information Programme of the 10 Year Framework of Programmes on Sustainable Consumption and Production (known as the One Planet network). The Programme is a global platform supporting the provision of quality information on goods and services, to engage and assist consumers in sustainable consumption. The Programme is led by the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation, and Nuclear Safety (BMU), the Ministry of Environment and Forestry of Indonesia, and Consumers International.

5. Conclusions

From the point of view of tools for the achievement of the 2030 Sustainable Development Goals (SDGs), the revision of the 2019 S-LCA Guidelines is already providing, from its work in progress phase, a very valid support, also given the quality and maturity of developments in the last decade.

In order to meet up with the SDGs, a holistic vision and a life cycle perspective from the design phase to the End of Life (EoL) phase is required.

The final document and results of the revision process will be launched at the beginning of 2020. Furthermore, among the innovations generated by this revision phase, we highlight the practical and pragmatic approach of the new guidelines that aims to provide organizations with practical support in order to improve social performance throughout the product value chain. New aspects are presented in the chapters addressing “evaluation Type 1 and Type 2 of the impact on the social life cycle”, “evaluation of the social organizational life cycle”, “interpretation” and “communication”.

In line with the concerns expressed by stakeholders since the beginning of the project, there will also be important revisions in the list of impact subcategories (e.g. aspects relating to product accessibility and convenience, sexual harassment and the ethical treatment of animals, to name a few).

The pilot phase will be developed from November 2019 to February 2021. Interested organizations, industrial, non-profit as well as public authority, are invited to participate with their practical experience in different productive sectors, products, product sizes and geographical locations worldwide.

6. References

- Benoit C, Mazijn, B, Eds., 2009. Guidelines for social life cycle assessment of products. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative.
- Benoit-Norris, C, Traverso, M, Valdivia, S, Vickery-Niederman, G, Franze, J, Azuero, L, Ciroth, A, Mazijn, B, Aulisio, D, 2013. The Methodological Sheets for Sub - Categories in Social Life Cycle Assessment (S-LCA). UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-8825-6>
- Dreyer, LC, Hauschild, M, Schierbeck, J, 2006. A Framework for Life Cycle Impact Assessment. Int J Life Cycle Assess 11/2, S. 88-97
- Fontes, J, Tarne, P, Traverso, M, Bernstein, P, 2018. Product social impact assessment. Int J Life Cycle Assess 23: 547. First online July 2016. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1125-6>
- Hunkeler, D, 2006. Societal LCA Methodology and Case Study. Int J Life Cycle Assess 11, S. 371-382
- Jørgensen, A, Le Bocq, A, Nazarkina, L, Hauschild, MZ, 2008. Int J Life Cycle Assess 13: 96. <https://doi.org/10.1065/lca2007.11.367>
- Klöpffer, W, 2003. Int J Life Cycle Assess 8: 157. <https://doi.org/10.1007/BF02978462>
- ISO, 2006. ISO 14040:2006 Environmental management -Life cycle assessment - Principles and framework." ISO, Geneva (Switzerland), 2006.
- Macombe, C, Zamagni, A, Traverso, M, 2018. Preface (of Special Issue on S-LCA). Int J Life Cycle Assess. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1419-3>
- Martínez-Blanco, J, Lehmann, A, Chang, Y-J, Finkbeiner, M, 2015. Int J Life Cycle Assess 20: 1586. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0960-1>
- Neugebauer, S, Traverso, M, Scheumann, R, Chang, Y-J, Wolf, K, Finkbeiner, M, 2014. Impact Pathways to Address Social Well-being and Social Justice in SLCA – Fair Wage and Level of Education. Sustainability journal 6(8) 4839-457, doi:10.3390/su6084839, <http://10.3390/su6084839>, 2014.
- Norris, GA, 2006. Social Impacts in Product Life Cycles. Towards Life Cycle Attribute Assessment. Int J Life Cycle Assess 11 (Sp. Iss. 1, 2006), S. 97-104
- Ramirez, PKS, Petti, L., Haberland, NT, Ugaya, CML, 2014. Int J Life Cycle Assess 19: 1515. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0761-y>
- Roundtable for Product Social Metrics, 2018. Handbook of Product Social Impact Assessment, PRé Sustainability <https://product-social-impact-assessment.com/>
- Traverso, M., Bell, L., Saling, P., Fontes J, 2018. Towards social life cycle assessment: a quantitative product social impact assessment. Int J Life Cycle Assess 23: 597. First online in September 2016 <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1168-8>

Funzionalità e applicabilità del modello LANCA a scala regionale: un caso studio in Emilia-Romagna

Daniele Terranova, Serena Righi, Diego Marazza, Enrico Balugani

Dipartimento di Fisica e Astronomia, Università di Bologna

Email: serena.righi2@unibo.it

Abstract

Il modello di caratterizzazione LANCA è stato selezionato dalla Commissione Europea per la valutazione dell'impatto sulla categoria Land Use per il calcolo della Product Environmental Footprint. Il modello LANCA fornisce valori a scala nazionale. Questo lavoro analizza funzionalità e applicabilità del modello a scala regionale. In particolare, il caso studio è localizzato in Emilia Romagna scegliendo seminativi avvicendati come situazione di riferimento e coltivi di mais come nuova destinazione d'uso. Gli algoritmi del modello LANCA sono riprodotti su un foglio di calcolo Excel per calcolare i fattori di caratterizzazione. I risultati mostrano una notevole differenza fra i fattori di caratterizzazione calcolati su base regionale e i loro analoghi nazionali. Sono individuati i dati di input più influenti sui risultati tramite un'analisi di sensitività. Infine, i risultati ottenuti con il modello LANCA sono confrontati con la letteratura.

1. Introduzione

Nella trattazione di argomenti riguardanti le risorse non rinnovabili non capita spesso che figure la degradazione del suolo come una delle maggiori minacce ambientali a livello globale. Si tratta, difatti, di un tema particolarmente nuovo e complesso, a partire dalla definizione di suolo stessa, non ancora universalmente riconosciuta. Generalmente, tuttavia, possiamo identificare il suolo come lo strato più superficiale della crosta terrestre, composto da orizzonti e formato da particelle minerali, acqua, gas e organismi, in cui si generano minerali e composti organici, la roccia subisce processi di alterazione e i fluidi veicolano un indefinito numero di sostanze.

Per comprendere l'importanza del suolo si pensi agli innumerevoli servizi ecosistemici che offre: di supporto e approvvigionamento (cibo, materie prime), di mantenimento e regolazione (del clima del ciclo idrologico e biogeochimico, dei contaminanti) e anche culturali (Haines-Young and Potschin 2018).

La degradazione del suolo si manifesta soprattutto tramite erosione, perdita di nutrienti e materia organica, salinizzazione e deterioramento delle proprietà fisiche, compromettendo la disponibilità di servizi ecosistemici. Oggi $2 \cdot 10^9$ ha di suolo risultano degradati (FAO 2018) a causa anzitutto di deforestazione, pascoli, pratiche agricole inadatte e l'estensione continua di aree urbanizzate (OECD/FAO 2018).

I coltivi rappresentano il più diffuso tipo di utilizzo del suolo (38% delle terre emerse). La coltivazione è causa della perdita di $7 \cdot 10^6$ km² di foreste su 11 totali, insieme alla produzione di legname (Foley et al. 2005) ed è ancora in espansione, anche se verso aree meno produttive (ISPRA 2018). Quasi la metà delle superfici coltivate presenta un certo tipo di degradazione (Foley et al. 2005), come ad esempio la perdita del 60% del carbonio organico del suolo (soil organic carbon, SOC) nei suoli delle regioni temperate (Lal 2004). L'impermeabilizzazione risulta l'uso del suolo nel complesso più impattante ed è principalmente legato ai fenomeni di urbanizzazione (che coinvolgeranno il 5% di suolo mondiale nel 2050; UNCCD, 2017), responsabili di aumento del rischio di inondazioni, cambiamenti climatici, calo della biodiversità e frammentazione dei sistemi ecologici (ISPRA 2018).

Diverse politiche ambientali adottate in Europa non possono prescindere da una buona qualità del suolo. Oltre che essere al centro dello sviluppo dei prodotti bio-based tra cui i biocarburanti, essa è considerata un fattore fondamentale per la bioeconomia, basata su circolarità e sostenibilità (European Commission 2018).

Alla luce di tutto ciò risalta l'importanza di includere il suolo fra le categorie di impatto considerate nella valutazione di impatto ambientale svolta con la metodologia Life Cycle Assessment (LCA), cosa che ebbe inizio solamente nel 1996 (Beck et al. 2010). Per farlo, sono stati sviluppati dei modelli di caratterizzazione (MC) per calcolare i fattori di caratterizzazione (FC) in grado di stimare il contributo dei diversi usi del suolo all'alterazione della sua qualità. I MC si distinguono per indicatori di qualità del suolo scelti, strutture di calcolo usate per stimarli, considerazione di impatti da occupazione (derivanti dal mantenimento antropogenico nel tempo di condizioni alterate del suolo) o trasformazione (dovuti all'alterazione delle condizioni del suolo per renderlo adatto al nuovo uso), tempo di rigenerazione di qualità del suolo, risoluzione spaziale e temporale e altri aspetti.

Il modello LANCA è un MC in grado di fornire dei FC a scala nazionale che, per diversi usi del suolo, esprimono il potenziale di riduzione di 5 indicatori di qualità del suolo rispetto una data situazione di riferimento (RS), per impatti da trasformazione e occupazione. È stato selezionato nella Product Environmental Footprint (PEF) per stimare gli impatti sulla categoria "Land Use". La PEF è il metodo raccomandato dalla Commissione Europea nel 2016 che mira a standardizzare lo svolgimento di un'analisi LCA, ridurre la discrezionalità e aumentare la comparabilità dei risultati.

2. Obiettivo e rilevanza dello studio

Questo studio intende svolgere una valutazione sulla funzionalità e applicabilità del modello di caratterizzazione LANCA per il calcolo di FC a scala regionale, in particolare per l'Emilia-Romagna. Per funzionalità si intende la capacità del modello di fornire FC validi e di distinguere i potenziali impatti di usi del suolo diversi; per applicabilità ci si riferisce alla comprensibilità del modello, la complessità delle strutture di calcolo dei FC e alla comparabilità dei risultati.

I fenomeni di urbanizzazione e il crescente bisogno alimentare che seguiranno inevitabilmente alla crescita esponenziale che la popolazione mondiale sta vivendo porteranno a rilevanti cambiamenti di uso del suolo che devono essere adeguatamente valutati con strumenti importanti quali l'LCA. L'eterogeneità ambientale e pedologica dell'Italia fa sì che dei FC nazionali non possano essere ritenuti validi a scala regionale. Dato che il LANCA ne dà la possibilità, quindi, è stato valutato il modello a scala regionale calcolando i FC per l'uso "coltivi di mais". Questo uso del suolo è stato scelto considerando non solo la resa del mais in ambito alimentare ma anche la sua utilità per il potenzialmente crescente sviluppo dei prodotti bio-based (Mohanty et al, 2002). Questo studio si riferisce alla versione 2.0 del LANCA (Bos et al. 2016).

3. Materiali e metodi

Descrizione del modello LANCA. I FC forniti dal LANCA descrivono alterazioni unitarie (in termini di tempo e area) irreversibili di qualità del suolo causate da diversi usi del suolo, rispetto a una data RS, per ogni nazione. La tabella 1 mostra gli indicatori di qualità considerati, la rispettiva grandezza e unità di misura con cui vengono stimati e il nome del FC corrispondente all'indicatore. Non essendo prevista aggregazione, a ogni uso del suolo, per ciascuna nazione, corrispondono 5 FC diversi, ognuno riferito a un indicatore di qualità.

Ogni FC è quindi dato dalla differenza tra i valori che ciascun indicatore assume nella RS (Q_{RS}) e nell'uso del suolo considerato (Q_{LU}): $CF = \Delta Q = Q_{RS} - Q_{LU}$

Il LANCA specifica che un $FC > 0$ indica un decremento di qualità del suolo, mentre un $FC < 0$ un aumento della stessa.

Tabella 1: Indicatori di qualità del LANCA e corrispondenti grandezze, unità di misura e FC; legenda delle unità di misura: kg: chilogrammo; m: metro; a: anno; cm: centimetro; d: giorno; cmol: centimole; mm: millimetro; g: grammo

Indicatori	Grandezza	Unità di misura	Nome del FC
Resistenza all'erosione (ER)	Quantità di suolo eroso	$\frac{kg}{m^2 * a}$	Potenziale erosivo (EP)
Filtrazione meccanica (MF)	Permeabilità	$\frac{cm}{d}$	Potenziale di riduzione dell'infiltrazione (IRP)
Filtrazione fisicochimica (PF)	Capacità di scambio cationico effettiva	$\frac{cmol}{kg}$	Potenziale di riduzione della filtrazione fisicochimica (PFRP)
Ricarica delle falde (GWR)	Quantità d'acqua infiltrata	$\frac{mm}{d}$	Potenziale di riduzione della ricarica delle falde (GWRRP)
Produzione biotica (BP)	Produttività primaria netta (NPP)	$\frac{g}{m^2 * a}$	Potenziale di perdita della produzione biotica (BPLP)

La RS per ogni nazione è data dalla Potential Natural Vegetation (PNV) che ricoprirebbe il bioma che occupa la maggior superficie della nazione; i biomi sono classi ecosistemiche identificate da Olson *et al.*, (2001) secondo parametri climatici, faunistici e vegetativi.

Applicazione regionale. Dalla Carta dei suoli di pianura, basso e medio Appennino dell'Emilia-Romagna (scala 1:50000 edizione 2018) sono state individuate 4 aree coltivate a mais rispetto cui calcolare i FC; dai principali portali regionali (ARPAE e Servizio geologico, sismico e dei suoli) per ciascun terreno abbiamo raccolto i parametri necessari a calcolare gli indicatori secondo gli algoritmi del LANCA, per poi essere mediati tra loro ottenendo valori "tipici" di parametri di suoli coltivati a mais in Emilia-Romagna. Lo stesso è stato fatto per 8 suoli adibiti a seminativi avvicendati, rappresentanti la RS. Quest'ultima non è stata scelta secondo lo stesso criterio mostrato nel LANCA dato che la PNV del bioma più presente (cedui di latifoglie caducifoglie) nella regione è ormai quasi introvabile; seguendo le indicazioni date dal LANCA per casi simili, è stato scelto come RS l'uso del suolo più rappresentativo del territorio: i seminativi avvicendati sono infatti da decenni molto diffusi, come mostrano le carte dei suoli regionali.

Per valutare l'influenza che l'RS ha sul valore dei FC, si è ripetuto il calcolo facendo una scelta alternativa, ovvero la foresta di conifere; sebbene come tipo di vegetazione la foresta di conifere sia più paragonabile alla PNV regionale, esso non è ben rappresentativo della regione perché presente esclusivamente in un'area limitata (comune di Mesola) e in prossimità della costa, posizione che conferisce al suolo caratteristiche non rappresentative dell'intera regione.

I valori degli indicatori e dei FC sono stati ottenuti sviluppando un foglio di calcolo Excel capace di riprodurre gli algoritmi del LANCA dopo aver inserito i parametri necessari. Due parametri richiesti dal LANCA (contenuto di humus ed evapotraspirazione) non sono presenti nelle banche dati perciò sono stati ottenuti con metodi non previsti dal modello.

È stata poi condotta un'analisi di sensitività per valutare le risposte del modello a variazioni dei dati di input; quest'ultime sono state fissate al 25% del range di variabilità dei dati di input nei 12 suoli osservati (4 coltivati a mais e 8 seminativi avvicendati) e sono state applicate al valore degli indicatori dei suoli a mais.

Per dati di input non numerici (tessitura o uso del suolo) sono stati definiti scenari alternativi, comunque plausibili nel contesto regionale.

4. Risultati e discussione

La tabella 2 mostra i valori degli indicatori ottenuti per i coltivi di mais, seminativi avvicendati e foresta di conifere, mentre la tabella 3 i valori dei FC rispetto alle 2 diverse RS adottate.

Tabella 2: Valori degli indicatori per i diversi tipi di uso del suolo

	ER	MF	PF	GWR	BP
Mais	0,052	5,225	36	-306	650
Seminativi	0,043	5,225	47	-648,	650
Conifere	0	70	17	-751	800

E' interessante notare come, a differenza di quanto indicato dal LANCA, i FC di Erosion Potential abbiano valore positivo se indicanti un decremento della qualità del suolo, e viceversa. Ciò accade perché l'indicatore è misurato in massa di suolo eroso, ovvero una grandezza inversamente proporzionale alla qualità del suolo, al contrario di come accade per gli altri indicatori.

Tabella 3: Valori dei FC relativi alle 2 diverse RS ipotizzate

	EP	IRP	PFRP	GWRRP	BPLP
Seminativi	-0,009	0	11	342	0
Conifere	0,052	64,775	-19	-445	150

4.1. Funzionalità del LANCA

Riferendosi a questo caso studio, in base al calcolo dei FC regionali (con seminativi avvicendati come RS) e all'analisi di sensitività, vengono presentati i principali aspetti di funzionalità del modello per ciascun indicatore.

Resistenza all'erosione: l'indicatore è calcolato con l'equazione RUSLE, uno dei metodi più usati per la stima dell'erosione (FAO, 1993). Secondo il modo usato dal LANCA per calcolare la RUSLE, il parametro più influente è la quota dei suoli (s.l.m.). In questo lavoro, tra i molti dati di input necessari al calcolo, la quota è quello che più contribuisce al valore del FC ER (23%) (dietro solo al contenuto di argilla e limo, 28%). Considerando che in media fra i suoli a mais e quelli a seminativo ci sono solo 10m di dislivello, tale contributo alla differenza di erosione non appare giustificabile. Inoltre, l'analisi di sensitività ha evidenziato che portando i suoli a mais, che si trovano a 1m s.l.m., al livello del mare (0m s.l.m.), l'indicatore crescerebbe del 240%, secondo una relazione chiaramente non plausibile in Emilia-Romagna e non giustificata dal modello. Tuttavia, i valori di ER per la regione ottenuti dal LANCA risultano paragonabili a quelli di letteratura (Knijff et al, 1999).

Filtrazione meccanica: l'indicatore è calcolato in conformità a classe tessiturale, profondità della falda e tipo di uso del suolo. Il parametro di profondità di falda influisce molto sul risultato in base all'appartenenza del valore in esame a dei precisi ma ampi intervalli. Infatti, quando la profondità di falda è fra gli 0,8m e 10m nei suoli a mais e seminativi si ottiene un valore di MF = 5,225 cm/d ma se la profondità superasse i 10m (a parità di altre condizioni) l'indicatore aumenterebbe addirittura del 355%; analogamente, se fosse inferiore a 0,8m calerebbe del 90%. L'ampia discrezionalità di tale intervallo giustifica il valore nullo del FC. Va anche osservato come non sia chiaro come la profondità di falda possa avere una tale

influenza sulla permeabilità di un suolo. Il parametro di uso del suolo è considerato solo in funzione del grado di impermeabilizzazione che può apportare; di conseguenza il LANCA non è in grado di distinguere gli impatti dal punto di vista della filtrazione meccanica generati da coltivi diversi (anche per questo il FC è nullo). Per distinguere gli impatti generati da coltivi diversi sarebbe opportuno considerare il grado di compattazione che diversi coltivi e tecniche agrarie possono causare.

Filtrazione fisicochimica: questo indicatore dipende principalmente dal contenuto di argilla e humus, che rappresentano la principale fonte di siti di scambio per la capacità di scambio cationico effettiva (CSCe), proprietà dei suoli ben correlata alla fertilità. Mentre, da un lato, l'algoritmo del LANCA impone correttamente una proporzionalità diretta fra CSCe e humus, dall'altro fa sì che l'indicatore diminuisca all'aumentare del contenuto di argilla, contrariamente alla relazione che dovrebbe legare argilla e CSCe. Portando il contenuto di argilla dei suoli a mais dal 30 al 42%, la CSCe passa inspiegabilmente da 36 cmol/kg a 24 cmol/kg; lo stesso si osserva simulando classi tessiturali più argillose. Inoltre i valori regionali di CSCe ottenuti dal LANCA appaiono sensibilmente sovrastimati: il Servizio geologico, sismico e dei suoli della Regione riporta per i suoli a mais un dato di capacità di scambio cationico potenziale (per definizione maggiore di quella effettiva) in media pari ad appena 20 cmol/kg. Il calcolo di questo indicatore non considera neppure il parametro di uso del suolo, rendendo ininfluenza questo aspetto sul risultato finale, il quale dipenderà solo da parametri di tipo pedologico. Infine, dalla letteratura emerge come fra l'indicatore di filtrazione fisicochimica e quello di filtrazione meccanica esista un alto grado di correlazione (De Laurentiis et al. 2018) che espone la valutazione di impatto a problemi di *double counting*.

Capacità di ricarica delle falde: essa è ottenuta da un bilancio idrologico dato da: ricarica = precipitazioni – evapotraspirazione – ruscellamento. Al di là della potenziale correlazione fra questo indicatore e quello di filtrazione meccanica, il LANCA non considera il parametro di irrigazione, che può essere determinante nel valore di tale indicatore; inoltre, aumenterebbe la capacità del modello di distinguere, nella valutazione di impatto, tipi di coltivi diversi e permetterebbe all'algoritmo di includere parametri di natura climatica nel calcolo.

Produzione biotica: nonostante sia uno degli indicatori generalmente più correlati alla qualità del suolo, è quello che dal LANCA viene stimato nella forma più grossolana, ovvero associando un certo valore di produzione primaria netta (NPP) ad alcuni usi del suolo (senza distinguere coltivi diversi) in base a quanto riscontrato in letteratura. Data l'incapacità di distinguere coltivi diversi, prendendo i seminativi come RS si ottiene un FC nullo. Osservando i dati da remoto raccolti dalla NASA con sensore MODIS a risoluzione 500m (Running and Zhao 2015), sono stati osservati i valori di NPP per i suoli selezionati per questo studio; le stime fornite dal modello risultano paragonabili per i suoli a mais e per la foresta di conifere, mentre per i seminativi avvicendati appaiono sovrastimate (NASA riporta una media di $522 \frac{g}{m^2 \cdot am^2 \cdot a}$). Altri studi (Tilbeurgh et al. 1993) riportano invece valori di NPP per le foreste di conifere ben minori ($458 \frac{g}{m^2 \cdot am^2 \cdot a}$) di quelle fornite dal LANCA.

Da un punto di vista più generale, il LANCA, a differenza di altri modelli, è multi-indicatore e usa indicatori di qualità del suolo che ben rappresentano la gamma di servizi ecosistemici da esso forniti. Tuttavia, non è chiaro in base a cosa i FC da trasformazione e occupazione vengano assunti come identici, dato che si riferiscono, come anticipatamente illustrato, a impatti differenti.

Inoltre, i diversi metodi usati dal LANCA per stimare gli indicatori, oltre che presentare livelli di accuratezza e precisione molto diversi, sono in alcuni casi di natura empirica, per cui perdono di validità se applicati in contesti diversi da quelli in cui sono stati sviluppati e calibrati.

4.2. *Applicabilità del LANCA*

Il calcolo di FC sito-specifici secondo il LANCA lascia ampia discrezionalità all'operatore; ciò compromette la comparabilità dei risultati e rende i calcoli complessi, contraddicendo l'obiettivo stesso della PEF. La Tabella 3 mostra che il valore dei FC dipende molto dalla scelta della RS; quando non è possibile seguire le indicazioni del modello, come nel nostro studio, la scelta è totalmente dipendente dall'operatore.

Per l'indicatore Resistenza all'erosione, il calcolo dei fattori della RUSLE relativi al tipo di uso del suolo e pratiche di supporto non è illustrato dal LANCA: sta all'operatore individuare l'adeguato metodo di stima.

Si osserva una situazione analoga per il calcolo del valore di ruscellamento per l'indicatore Ricarica delle falde; in particolare, la sua stima è molto complessa per i numerosi metodi esistenti e il numero di variabili da cui il fenomeno dipende (Chow, 1988), richiedendo solide conoscenze idrogeologiche.

La mancanza di standard di normalizzazione, pesatura e aggregazione dei FC, oltre che sfavorire la comparabilità dei risultati, compromette fortemente la comunicabilità degli stessi. La complessità del modello risiede principalmente nella comprensione di alcuni passaggi degli algoritmi per il calcolo degli indicatori. Si denota anche la necessità di un'impegnativa raccolta dei dati di input, alcuni dei quali difficilmente reperibili a scala regionale (come il contenuto di humus o l'evapotraspirazione), anche nel caso di database molto forniti come quello dell'Emilia-Romagna. Questo problema potrebbe sorgere maggiormente durante l'applicazione del modello in aree meno sviluppate, che potrebbero maggiormente necessitare di una valutazione di impatto per la categoria Land Use ma che spesso non dispongono di dettagliati dati pedologici o climatici.

Dal punto di vista della trasparenza, il LANCA non esplicita il valore dei dati di input e degli indicatori usati per ottenere i FC a scala nazionale, ma questi ultimi vengono riportati solo in forma tabulata. Ciò rende impossibile motivare i valori dei FC italiani che il modello presenta per un uso del suolo paragonabile a quello dei coltivi di mais, riportati in tabella 4. I loro valori sollevano perplessità. I FC nazionali hanno fino a 4 ordini di grandezza di differenza rispetto a quelli regionali, oltre che segni algebrici diversi. I FC di IRP e PFRP, nonostante siano calcolati in maniera diversa e abbiano unità di misura diverse, mostrano un valore identico. In maniera molto improbabile, il FC di GWRRP, nonostante sia il risultato di un bilancio idrologico annuale, ha un ordine di grandezza di 10^{-2} .

Tabella 4: FC nazionali forniti dal LANCA e FC sito-specifici per l'Emilia-Romagna

FC	FC italiani forniti dal LANCA (arable lands)	FC per l'Emilia-Romagna (coltivi di mais)
ER	15	-0,009
IRP	12,8	0
PFRP	12,8	11
GWRRP	0,0554	-342,7
BPLP	0,803	0

5. Conclusioni

Dando la possibilità di calcolare FC a grande scala (e.g. nazionale) ed essendo di natura multi-criteriale, complessivamente il LANCA è riconosciuto come uno dei modelli di caratterizzazione per la categoria Land use più efficaci (JRC, 2016). Tuttavia, si è ancora lontani dal poter usufruire di un modello che sia completamente solido, soprattutto a scala regionale o locale.

Il confronto fra FC nazionali forniti dal LANCA e quelli calcolati a scala regionale con i suoi stessi algoritmi evidenzia la necessità di disporre di FC a scala diversa e di una maggior chiarezza del modello stesso. Per un miglioramento di applicabilità è necessario chiarire alcuni passaggi degli algoritmi di calcolo, ridurre la complessità in alcuni passaggi e favorire la comparabilità dei risultati cercando di standardizzare maggiormente il calcolo dei FC e proponendo misure di normalizzazione e aggregazione. Per quanto riguarda la funzionalità, il confronto con la letteratura ha mostrato che in alcuni casi le stime del LANCA sono paragonabili ai dati di letteratura, anche se l'influenza che alcuni parametri di input hanno sul valore degli indicatori è considerabile come non plausibile in Emilia-Romagna e può portare a rilevanti errori di valutazione finale.

In ogni caso è necessario rilevare che le osservazioni e considerazioni fatte sono valide per questo specifico caso studio e potrebbero divergere in un altro contesto. L'applicabilità e funzionalità del modello sono state testate in un singolo contesto regionale per uno specifico tipo di uso del suolo. Una valutazione esaustiva richiederebbe lo studio dei risultati del modello per usi del suolo diversi e per vari contesti regionali, con analisi di natura statistica per studiare la correlazione fra indicatori (e.g. con un'analisi di sensitività globale). L'analisi di sensitività locale non è stata condotta considerando le funzioni di densità di probabilità dei dati in tutta la regione, ma solo nei suoli osservati e considerando solo tre possibili valori per ogni variabile di input.

6. Bibliografia

- Beck, Tabea et al. 2010. 9 Cycle *Land Use Indicator Value Calculation in Life Cycle Assessment – Method Report*.
- Bos, Ulrike et al. 2016. 'LANCA ® Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment - Version 2.0'.
- Chow, Ven Te, David R Maidment, and Larry W Mays. 1988. *APPLIED HYDROLOGY*.
- European Commission. 2018. *A Sustainable Bioeconomy for Europe: Strengthening the Connection between Economy, Society and the Environment Updated Bioeconomy Strategy*.
- FAO. 2018. 'FAO's Work on Climate Change'.
- Foley, J A et al. 2005. 'Global Consequences of Land Use'. *Science* 309(5734): 570–74.
- Haines-Young, Roy, and Marion Potschin. 2018. 'Common International Classification of Ecosystem Services

- (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure'. *European Environment Agency* (January): 53.
- ISPRA. 2018. *Consumo Di Suolo, Dinamiche Territoriali e Servizi Ecosistemici*.
- Joint Research Centre (European Commission). 2016. *Land-Use Related Environmental Indicators for Life Cycle Assessment - Analysis of Key Aspects in Land Use Modelling - Study*.
- Knijff, JM Van der, RJA Jones, and L Montanarella. 1999. 'Soil Erosion Risk Assessment in Italy'. *Eur* 19022: 54.
- Lal, R. 2004. 'Soil Carbon Sequestration to Mitigate Climate Change'. *Geoderma* 123(1–2): 1–22.
- De Laurentiis, Valeria et al. 2018. 'Soil Quality Index: Exploring Options for a Comprehensive Assessment of Land Use Impacts in LCA'. *Journal of Cleaner Production*.
- Mohanty, A K, M Misra, and L T Drzal. 2002. 'Sustainable Bio-Composites from Renewable Resources in Green Materials World'. *Journal of Polymers and the Environment* 10(April): 19–26.
- OECD/FAO. 2018. *OECD- FAO Agricultural Outlook 2018-2027*.
- Olson, David, Eric Wikramanayake, Eric Dinerstein, and Neil D. Burgess. 2001. 'Terrestrial Ecoregions of the World: A New Map of Life on Earth'. *BioScience* 51: 933–38.
- Running, Steven W., and Maosheng Zhao. 2015. 'USER' S Guide - Daily GPP and Annual NPP (MOD17A2/A3) Products NASA Earth Observing System MODIS Land Algorithm'.
- Tilbeurgh, Herman van et al. 1993. 'Global Climate Change and Terrestrial Net Primary Production'. *Nature* 362(May): 814–20.
- UNCCD. 2017. *GLOBAL LAND OUTLOOK*.

METODI E STRUMENTI LCT: ESPERIENZE E CASI STUDIO

Process modelling-supported LCA: flue gas cleaning of a waste-to-energy plant

Alessandro Dal Pozzo¹, Alessandro Tugnoli¹

¹ LISES – Dipartimento di Ingegneria Civile, Chimica, Ambientale e dei Materiali, Alma Mater Studiorum – Università di Bologna, via Terracini n. 28, 40131 Bologna, Italy

Email: a.dalpozzo@unibo.it

Abstract

Alternative techniques for the acid gas removal section in the flue gas treatment line of a waste-to-energy plant are evaluated from a LCA perspective. A methodology based on a simple performance model for the description of the acid gas removal process, calibrated on process data, allows to explore different modes of operation. The analysis evidences that a properly operated multi-stage system allows significant cost savings without generating additional environmental burdens. The role of process modelling as a key aid to LCA of such process technologies is briefly discussed.

1. Introduction

In Europe, the thermal treatment in dedicated waste-to-energy (WtE) facilities is a widespread method to avoid landfilling and achieve energy recovery from unrecyclable waste fractions. The flip side of the process is the emission of waste-related airborne contaminants, like acid gases (mainly, HCl and SO₂). Currently, control of acid gas emissions is often performed by means of dry acid gas removal systems, based on the injection of solid sorbents like calcium hydroxide or sodium bicarbonate, which are particularly valued for coupling compliance to emission limit values with cost-effectiveness and ease of operation.

However, a holistic approach to environmental protection should go beyond regulatory compliance and call for due consideration of indirect environmental burdens other than the simple emission of pollutants at the WtE plant. Despite boasting the same acid gas removal efficiency, two flue gas cleaning technologies might give rise to different environmental impacts related to the supply of reactants and the management of process residues. The evaluation of life cycle impacts should support traditional economic decision-making in order to define the soundness of a flue gas cleaning technology in terms of overall sustainability.

Although several studies addressed the life cycle impacts of waste incineration (e.g. Evangelisti et al., 2015, Margallo et al., 2014), the acid gas removal section of the plant is often neglected (Astrup et al., 2011) and few researchers investigated the indirect environmental impacts arising from its operation (Scipioni et al., 2009; Biganzoli et al., 2015). The present work aims to perform a well-rounded economic and environmental assessment of two relevant alternative configurations for the dry acid gas treatment section of a WtE facility. The first, state-of-the-art configuration – the most widely adopted dry treatment technique in Europe (Dal Pozzo et al., 2018a) – is the single stage (SS) system based on the injection of sodium bicarbonate, NaHCO₃, and the sequestration of the solid reaction residues from the flue gas by a fabric filter. The second configuration is a novel solution adopted in recent years by some Italian WtE plants and it is based on the introduction of an additional “Ca-based” stage of injection of calcium hydroxide, Ca(OH)₂, and capture of the related residues by fabric filter before the injection of bicarbonate, actually creating a two-stage (TS) acid gas treatment system. The comparative assessment between the SS and TS approaches includes the quantification of the indirect environmental burdens, related to the production of reactants and the generation of residues, and the evaluation of the economic performance in terms of operating and capital costs.

2. Methods

2.1. Reference configurations

The two alternative process schemes are depicted in Figure 1. As already mentioned, the SS dry treatment system uses NaHCO_3 , a chemical produced via the so-called Solvay process, as alkaline neutralising agent for the abatement of acid gases. The reactor is positioned between two fabric filters: the first baghouse captures the fly ash coming from the WtE furnace, while the second one collects the reaction products, known as residual sodium chemicals (RSCs). RSCs can be sent to a dedicated recycling plant, where they are processed to become raw material for the production of fresh sodium carbonate. Only 15 wt% of the processed RSCs remains as waste and has to be sent to dedicated landfills (Ninané, 1995).

The TS dry treatment system introduces an additional reaction stage, fed with Ca(OH)_2 , upstream of the first baghouse. Although Ca(OH)_2 is less reactive than NaHCO_3 towards both HCl and SO_2 , it is typically ~ 3 times cheaper and a properly operated TS solution can reduce the operating costs of acid gas removal (Dal Pozzo et al., 2016). As a drawback, the stream of solid reaction products generated by Ca(OH)_2 injection, known as residual calcium chemicals (RCCs), mixed with fly ash from the WtE furnace, to date cannot be recycled and has to be disposed of in dedicated landfill sites (Margallo et al., 2015).

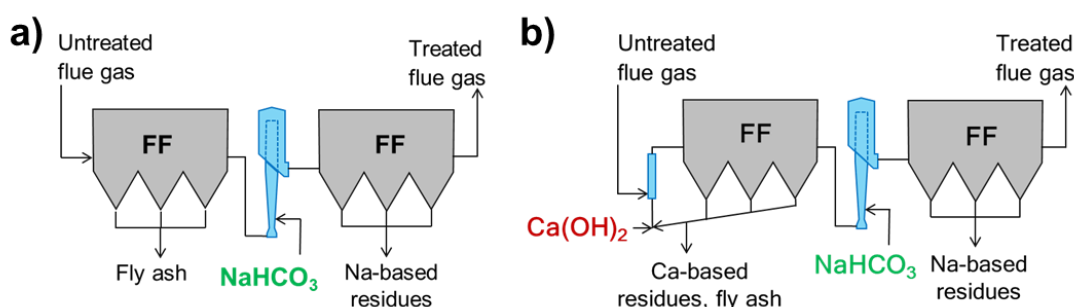


Figure 1: Single stage (SS) and two-stage (TS) acid gas treatment configurations

2.1. Functional unit and system boundaries

The layout of the study is sketched in Figure 2. The functional unit (FU) adopted in the study was 1 h of operation of the treatment system in a mid-sized WtE facility, under given process constraints. The related volumetric flow rate of flue gas to treat was assumed to be 100,000 Nm^3/h , with the following inlet concentration of acid pollutants: 1000 mg/Nm^3 of HCl and 50 mg/Nm^3 of SO_2 . For both technologies, the required acid gas removal efficiency was set to achieve 2 mg/Nm^3 of HCl at stack. The system boundaries include for the WtE plant only the unit processes that differ between the two alternative technologies, plus the supply and disposal chain of reactants and residues, as schematically represented in panel c of Figure 2 with reference to the TS system. Inventory data for these processes were obtained from several sources. Data on the production of NaHCO_3 and Ca(OH)_2 were retrieved from LCI databases (Ecoinvent, ELCD). The disposal of process residues in dedicated landfill sites was modelled according to Fruergaard et al. (2010), while the inventory for the recycling process for RSCs was generated considering patent information (Ninané, 1995). For further details, see Dal Pozzo et al. (2018a). For the estimation of transport distances, the WtE facility was located in Northern Italy and the average distances of production plants and disposal sites were taken into account.

2.2. Modelling of the process for LCI purposes

The modelling of the main foreground process, i.e. the operation of the starting point of the acid gas removal system at the WtE plant, was the key step to quantify the reference flows (the feed rate of reactants needed to obtain the required acid gas removal efficiency and the associated generation rate of process residues) for the other life cycle stages. An empirical conversion model calibrated on historical process data of actual treatment units (see e.g. Dal Pozzo et al., 2018b) was used to describe the performance of the alternative acid gas removal systems. As shown in panel b of Figure 2, the model correlates the acid gas removal efficiency of a treatment stage with the stoichiometric ratio SR, *i.e.* the ratio of actual reactant feed rate to the theoretical reactant demand (the amount of reactant theoretically required to convert all the acid pollutants present in the flue gas). This approach allows to quantify the amount of reactant (and the related generation of process residues) associated with a given flue gas cleaning efficiency, taking into account: i) the non-linearity of the relationship between alkali feed rate and acid gas conversion, and ii) the different affinity of the reactants towards HCl and SO₂.

2.3. Assessment phase

The comparative assessment of the two process alternatives under the given constraints was carried out on both the economic and the environmental viewpoints, by estimating a cost index I_{CST} and an environmental index I_{ENV} . As summarised in panel d of Figure 2, the cost index I_{CST} includes the fixed and variable costs associated with the operation of the treatment systems, while the aggregated I_{ENV} results from the weight summation of the environmental impacts on selected impact categories. The 6 problem-oriented impact categories considered in the study were chosen on the basis of a literature review of previous LCA studies in the air pollution control sector (Scipioni et al., 2009; Stasiulaitiene et al., 2016) and are here listed together with the weight assigned to them within brackets: resource depletion (0.1), global warming (0.1), rain acidification (0.3), photochemical oxidation (0.1), toxicity in air (0.1), solid waste generation (0.3). A greater weight was assigned to the acidification issue, which is indeed the actual environmental problem the acid gas removal systems are operated to address, and to the generation of solid process waste, which is commonly seen by WtE plant managers as the main operating drawback of dry flue gas cleaning equipment. Clearly enough, weighting introduces subjectivity and the robustness of the conclusions of the study as a function of weight choices was duly analysed.

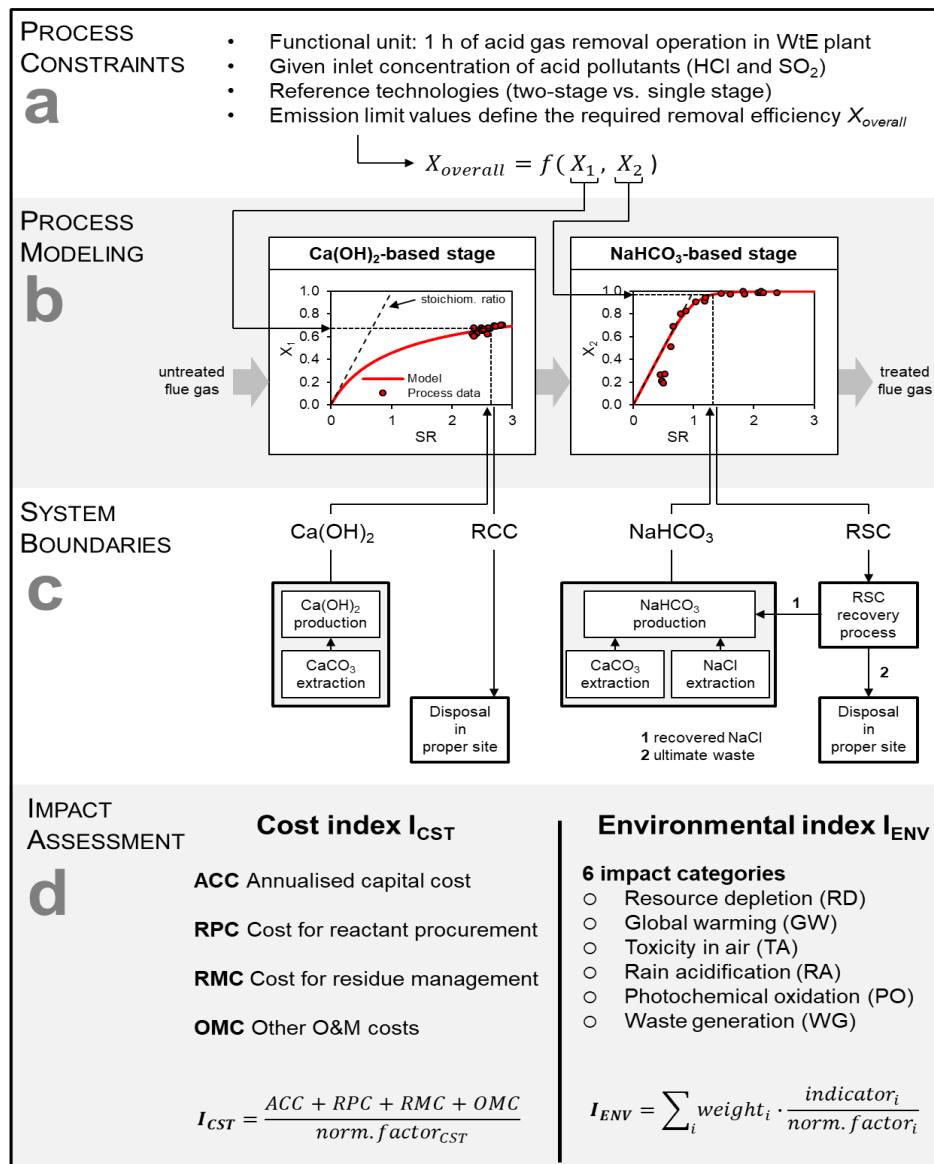


Figure 2: Outline of the LCA study incorporating process modelling.

In addition, the robustness of the results was also tested via a Monte Carlo sensitivity analysis to assess the effect of the propagation of uncertainties in the inventory data on the conclusions (Clavreul et al., 2012). The inputs/outputs of the LCI, as well as the main economic variables, were taken as stochastic variables following a beta distribution. A coefficient of variation (CV) was attributed to each variable/group of variables as a measure of the associated uncertainty, as listed in Table 1. The LCA calculations were repeated for a reasonably high number of times, randomly sampling in each one the input parameters according to their probability distribution, and then presenting the outcome in the form of discernibility analysis (see section 3.1).

Table 1: stochastic variables considered in the Monte Carlo sensitivity analysis.

Variable or inventory		Source / mean value	CV
Environmental variables	Hydrated lime production	ELCD	20%
	Sodium bicarbonate synthesis	Ecoinvent	10%
	Limestone extraction	ELCD	20%
	Salt extraction	ELCD	20%
	Electricity/heat (background proc.)	ELCD	30%
	Road transport of reactants and residues	ELCD	20%
	RSC recovery process: energy and material requirements	Calculations based on Ninane, 1995	10%
	Solid residue disposal: energy and material requirements	Fruergaard et al., 2010	10%
Economic variables	Calcium hydroxide cost	80 €/t	5%
	Sodium bicarbonate cost	240 €/t	2%
	Solid residue disposal cost	200 €/t	10%
	RSC recycling cost	200 €/t	10%
	Fabric filter capital cost	Estimated total installation cost	25%

3. Results

3.1. Comparison of the alternative technologies

Different operating points of the two-stage acid gas removal system were simulated with the conversion model by varying the feed rate of $\text{Ca}(\text{OH})_2$ in order to modify the degree of utilisation of the two stages. No utilisation of the Ca-based stage corresponded to the simulation of the single stage system. As shown in Figure 3a, I_{ENV} and I_{CST} varied as a function of Ca-based stage utilisation, given the different costs and environmental impacts associated with the use of $\text{Ca}(\text{OH})_2$ and NaHCO_3 . Two optimal operating configurations were found for the two-stage system: a point at which I_{ENV} is minimised (lower overall environmental impact) and a point at which I_{CST} is minimised (better economic performance), respectively at 33% and 60% HCl conversion in the Ca-based stage. A properly operated TS system appears to guarantee relevant savings compared to the SS, while retaining a similar environmental footprint.

The scores on the single impact categories for the SS system and the TS system operated at the economic optimum are shown in Table 2. The impacts of the TS option are lower in all the considered categories, except for waste generation. The better performance of SS in the waste generation indicator is due to the possibility to recycle the RSC, which is of course magnified in the system that is entirely based on NaHCO_3 injection.

Table 2: environmental indicators for the SS system and the TS system at economic optimum

Impact category	Unit	Single-stage system		Two-stage system	
		Indicator	Normalized indicator $\times 10^8$	Indicator	Normalized indicator $\times 10^8$
Resource depletion	MJ	6.40×10^3	1.39	3.84×10^3	0.84
Global warming	kg CO ₂ eq.	6.35×10^2	1.34	4.54×10^2	0.96
Toxicity in air	kg 1,4-DCB eq.	1.15×10^1	0.04	6.95×10^0	0.02
Rain acidification	kg SO ₂ eq.	1.70×10^0	8.19	1.11×10^0	5.36
Photochemical oxidation	kg ethylene eq.	1.08×10^{-1}	0.39	8.60×10^{-2}	0.31
Waste generation	kg waste	6.86×10^1	0.87	3.92×10^2	4.30

Conversely, its higher impacts in the other categories are mainly related to the production of NaHCO₃, which consumes more primary energy and emits more air pollutants than the production of Ca(OH)₂. The advantages of the TS system in some categories are relevant. To put the numbers in perspective, the acidification impacts of the WtE plant operation in the 1 h of FU with the given emission limit (2 mg/Nm³ of HCl) amount to 0.25 kg SO₂ eq. The reduction of life cycle acidification impacts ensured by TS over SS is equal to 0.59 kg SO₂ eq. (see Table 2), thus more than double the acidification impacts generated at the WtE plant during 1 h of operation.

Focusing on the economic optimum of the TS system, a sensitivity analysis was performed to test the stability of the result. Whereas the I_{ENV} of TS and SS is confirmed to be comparable and the actual ranking is affected by variability in the input data (Figure 3b), on the economic point of view (Figure 3c) the TS invariably outperforms the SS alternative.

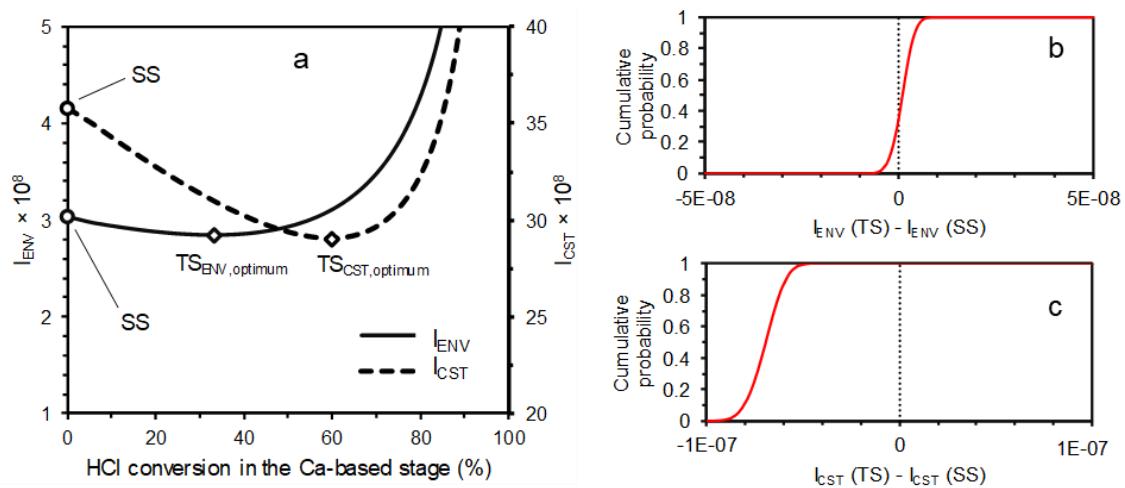


Figure 3: I_{ENV} and I_{CST} for the TS system as a function of Ca-based stage utilisation (panel a). HCl conversion in the Ca-based stage = 0 corresponds to the SS system. Cumulative probability of the difference in I_{ENV} (panel b) and I_{CST} (panel c) between the TS system at its economic optimum and the SS system when data uncertainties are taken into account

3.2. Relevance of the process modelling approach

It is worth pointing out the key role of the modelling of the analysed systems, albeit in the simple form of the adopted conversion model, in considering the non-linearity of the acid gas removal reaction process and thus grasping aspects that would be lost in a conventional LCA approach where inventory entries and associated impacts are typically scaled linearly with the functional unit.

To highlight the influence of acid gas removal modelling on the LCA results, Figure 4 compares the global warming indicator obtained by different approach to the modelling of acid gas treatment. This study adopted the non-linear conversion model (red curve) calibrated with a set of process data (white dots) to quantify the consumption of reactant associated with a given acid gas conversion. Conversely, if the set of process data were used for LCI compilation without developing a conversion model, the average of process data would be typically considered (yellow diamond). In between these two cases, other alternative models could be adopted, based on a simplified correlation between acid gas conversion and feed rate of reactant: e.g., the stoichiometric model (blue curve), which neglects the less than stoichiometric performance of solid sorbents, or the linear model (green curve), which scales linearly the information gathered from process data. The use of average process data does not allow discriminating the different environmental impacts associated to the different mode of use of the two-stage system. The stoichiometric and linear approaches respectively underestimate and overestimate the impacts, possibly leading to misguided conclusions.

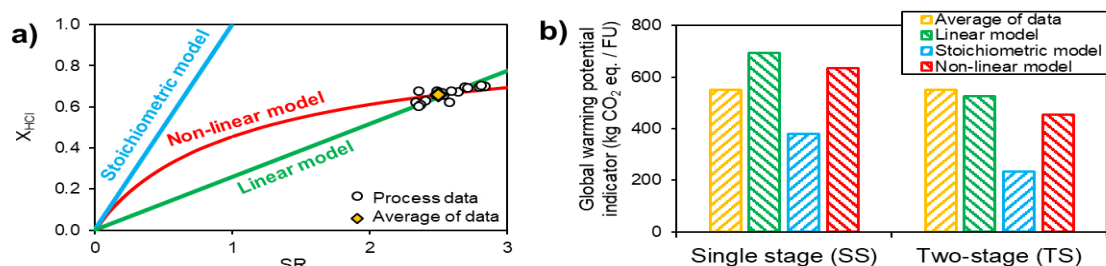


Figure 4: Influence on Life Cycle Impact Assessment (LCIA) results of different approaches to acid gas removal modeling: a) correlation between conversion of HCl and SR according to different models; b) related global warming indicator results for the SS system and the TS at economic optimum.

4. Conclusions

The proposed analysis evidenced the overall higher performance of the TS approach. This solution is more cost-effective than the SS system, without introducing overall additional environmental burdens. Actually, the impacts in categories such as rain acidification is significantly reduced by the adoption of the TS system, which reduces the demand of sodium bicarbonate (the material flow associated to the more energy-intensive production process). On the other hand, the TS system generates a markedly higher amount of solid residues to be landfilled. Clearly enough, the identification of a valorization route for this stream of solid residues is the key aspect of potential improvement that should be addressed in order to seek the compliance to circular economy principles.

Besides the results of the specific comparative assessment, this case study showed the useful synergy of process modelling and LCA methodology in offering a correct and thorough depiction of the overall sustainability of process alternatives.

5. Bibliografia

- Astrup, TF, Tonini, D, Turconi, R, Boldrin, A, 2015. Life cycle assessment of thermal waste-to-energy technologies: review and recommendations. *Waste Manage.* 37, 104–115.
- Biganzoli, L, Racanella, G, Marras, R, Rigamonti, L, 2015. High temperature abatement of acid gases from waste incineration. Part II: Comparative life cycle assessment study. *Waste Manage.* 35, 127-134.
- Clavreul, J, Guyonnet, D, Christensen, TH, 2012. Quantifying uncertainty in LCA-modelling of waste management systems. *Waste Manage.* 32, 2482-2495.
- Dal Pozzo, A, Guglielmi, D, Antonioni, G, Stramigioli, C, Cozzani, V, 2016. Comparison of alternative flue gas dry treatment technologies in waste-to-energy processes. *Waste Manage.* 51, 81-90.
- Dal Pozzo, A, Guglielmi, D, Antonioni, G, Tugnoli, A, 2018a. Environmental and economic performance assessment of alternative acid gas removal technologies for waste-to-energy plants. *Sustainable Prod. Consumption* 16, 202-215.
- Dal Pozzo, A, Giannella, M, Antonioni, G, Cozzani, V, 2018b. Optimization of the economic and environmental profile of HCl removal in a municipal solid waste incinerator through historical data analysis. *Chem. Eng. Trans.* 67, 463-468.
- Ecoinvent, 2019. Ecoinvent database, v. 2. At: ecoinvent.org (accessed: 14/04/2019)
- ELCD, 2019. European Life Cycle Database. At: eplca.jrc.ec.europa.eu (accessed: 14/04/2019)
- Evangelisti, S, Tagliaferri, C, Clift, R, Lettieri, P, Taylor, R, Chapman, C, 2015. Life cycle assessment of conventional and two-stage advanced energy-from-waste technologies for municipal solid waste treatment. *J. Clean. Prod.* 100, 212-223.
- Fruergaard, T, Hyks, J, Astrup, T, 2010. Life-cycle assessment of selected management options for air pollution control residues from waste incineration. *Sci.Total Environ.* 408, 4672-4680.
- Margallo, M, Dominguez-Ramos, A, Aldaco, R, Bala, A, Fullana, P, Irabien, A, 2014. Environmental sustainability assessment in the process industry: A case study of waste-to-energy plants in Spain. *Resour. Conserv. Recycl.* 93, 144–155.
- Margallo, M, Taddei, MBM, Hernández-Pellón, A, Aldaco, R, Irabien, A, 2015. Environmental sustainability assessment of the management of municipal solid waste incineration residues: A review of the current situation. *Clean Technol. Environ. Policy* 17, 1333-1353.
- Ninané, L, Adam, JF, Humblot, C, 1995. Method for producing an aqueous industrial sodium chloride solution. U.S. Patent 5478447A.
- Scipioni, A, Mazzi, A, Niero, M, Boatto, T, 2009. LCA to choose among alternative design solutions: the case study of a new Italian incineration line. *Waste Manage.* 29, 2462-2474.
- Stasiulaitiene, I, Martuzevicius, D, Abromaitis, V, Tichonovas, M, Baltrusaitis, J, Brandenburg, R, Pawelec, A, Schwock, A, 2016. Comparative life cycle assessment of plasma-based and traditional exhaust gas treatment technologies. *J Clean. Prod.* 112, 1804-1812.

Sviluppo di una PEFCR applicata ai servizi

Paola Sposato¹, Patrizia Buttol¹, Sara Cortesi¹, Alessandra Zamagni², Laura Zanchi²,
Serena Righi³, Silvia Salomoni³

¹ ENEA – SSPT-USER-RISE

² Ecoinnovazione spin-off ENEA

³ Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali (CIRSA), Università di Bologna
Email: paola.sposato@enea.it

Abstract

Ad oggi la sperimentazione e applicazione del metodo Product Environmental Footprint (PEF), definito nella Raccomandazione 179/2013 della Commissione Europea, ha interessato beni di consumo materiali. In questo articolo si propone una riflessione su alcuni aspetti che emergono quando si applica il metodo a un servizio. L'analisi è stata condotta a valle dell'esperienza di sviluppo di PEF Category Rules per il servizio di ristorazione scolastica in Italia, attività svolta nell'ambito del progetto LIFE EFFIGE (lifeeffige.eu). Vengono qui discusse alcune peculiarità che caratterizzano l'offerta del servizio di ristorazione in appalto e che sono sfidanti rispetto all'applicazione del metodo PEF, soprattutto per quanto riguarda la standardizzazione del servizio e l'impegno per il superamento degli hot spot ambientali.

1. Introduzione

A valle della pubblicazione della Raccomandazione 179/2013 (EU Commission, 2013), relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni, la Commissione Europea ha lanciato una fase pilota, conclusa nel 2018, in cui è stato sperimentato il processo di sviluppo di regole di categoria (CR) e di settore (SR) per l'impronta ambientale (EF) di una serie di prodotti/organizzazioni (P/O). Attualmente è in corso una fase di transizione in cui, in attesa di scelte relative alle politiche per l'applicazione e la diffusione del metodo PEF/OEF, continua su base volontaria la sperimentazione sullo sviluppo di nuove PEFCR e OEFSR. Ad oggi non risultano esperienze in corso per lo sviluppo di regole di categoria applicate a servizi.

In parallelo è stato avviato un processo di sviluppo di banche dati di inventari 'EF-compliant' e metodi di valutazione degli impatti ambientali, che siano la base comune per tutte le sperimentazioni in corso.

Il lavoro qui presentato si colloca in tale contesto e intende presentare un'analisi di alcune peculiarità che caratterizzano l'applicazione del metodo PEF a un servizio, a partire dall'esperienza di sviluppo di PEFCR per il servizio di ristorazione scolastica in Italia. Tale attività è stata svolta nell'ambito di un più vasto progetto, LIFE EFFIGE (lifeeffige.eu), che si pone come obiettivo principale il miglioramento delle performance ambientali di prodotti e aziende attraverso l'applicazione del metodo PEF.

2. Metodo

L'approccio adottato per la definizione delle PEFCR ha ripercorso quello europeo, con alcune semplificazioni. In particolare, sono stati intrapresi i seguenti step: i) definizione di un servizio rappresentativo e sviluppo di uno studio PEF di screening; ii) prima stesura della PEFCR sulla base dei risultati dello studio di screening; iii) supporting study per verificare applicabilità e completezza della PEFCR; iv) revisione della PEFCR, sulla base degli input e dei risultati emersi dal supporting study.

Lo studio PEF di screening e il supporting study sono stati condotti con riferimento alla PEFCR Guidance (EU Commission, 2017), utilizzando il metodo di valutazione degli impatti più aggiornato disponibile al momento dello studio (ILCD versione 1.09), e i dataset attualmente presenti nelle banche dati commerciali. Infatti, i dataset 'EF-compliant', elaborati durante l'azione pilota europea, possono essere impiegati solo per l'esecuzione di studi PEF per i quali siano disponibili le PEFCR e per la realizzazione di nuove PEFCR nell'ambito delle iniziative europee che afferiscono alla fase di transizione.

3. Sviluppo di una PEFCR di servizio: il caso studio della ristorazione scolastica collettiva

Ad oggi la sperimentazione e applicazione della PEF ha interessato diverse categorie di prodotto, tutte relative a casi di beni di consumo materiali. Al fine di comprendere le implicazioni connesse all'applicazione del metodo a un servizio, è importante sottolineare che cosa è comune e cosa invece distingue beni e servizi.

In economia un prodotto è definito come “tutto ciò che può essere offerto a un mercato a fini di attenzione, acquisizione, uso e consumo, in grado di soddisfare un desiderio o un bisogno. Esso può consistere in oggetti fisici, servizi, persone, località, istituzioni e idee” (Kotler et al., 1992).

La differenza sostanziale è che i beni di consumo sono materiali e tangibili mentre i servizi sono immateriali e intangibili, anche se per la loro erogazione occorrono mezzi e beni tangibili. Nei beni di consumo la produzione e il consumo avvengono in momenti separati, mentre il servizio è erogato nel momento in cui è richiesto, pertanto le due fasi sono temporalmente coincidenti (Zeithaml et al., 2008). Negli attuali modelli di produzione dei beni, infatti, le caratteristiche tecnico-funzionali (design del prodotto) e la tecnologia di produzione (processi produttivi) sono progettate e stabilite in modo univoco prima di avviare la produzione: una volta immesso sul mercato sarà il consumatore a decretarne il successo o meno. Un servizio invece si adatta al consumatore. Ne consegue che il ruolo del consumatore/utente finale è determinante. Molti servizi, infatti, nascono come sistemi flessibili capaci di variare e adattarsi, di volta in volta, alle richieste del cliente che ne determina le caratteristiche. In altri termini nessun servizio è uguale a un altro.

3.1. Descrizione del sistema analizzato

La ristorazione collettiva, a differenza di quella commerciale (bar, ristoranti), è un servizio definito da un contratto e si rivolge a comunità delimitate e definite. La committenza può essere privata o pubblica, quest'ultima preponderante nella ristorazione scolastica e sanitaria in Italia.

La funzione del sistema analizzato è soddisfare i bisogni nutrizionali di un utente scolastico in accordo con criteri scientifici che sono stati stabiliti dall'Istituto Nazionale di Ricerca per gli Alimenti e la Nutrizione e dalla Società Italiana di Nutrizione Umana.

In linea con le raccomandazioni del Ministero della Salute italiano per la ristorazione scolastica, pranzo e merende serviti a scuola dovrebbero rappresentare rispettivamente il 35% e l'8-10% del consumo calorico giornaliero. Inoltre, viene raccomandato che i menu abbiano una rotazione di almeno 4-5 settimane.

Il servizio rappresentativo è stato definito come “il servizio di fornitura in appalto di mensa scolastica per i seguenti livelli: nido d'infanzia, scuola materna, scuola elementare, scuola secondaria di primo livello”. Si tratta di un servizio virtuale definito a partire dal caso studio realizzato per un'azienda italiana significativa in termini di tecnologia e organizzazione della catena di fornitura in Italia.

La Figura 1 mostra il diagramma di flusso del sistema.

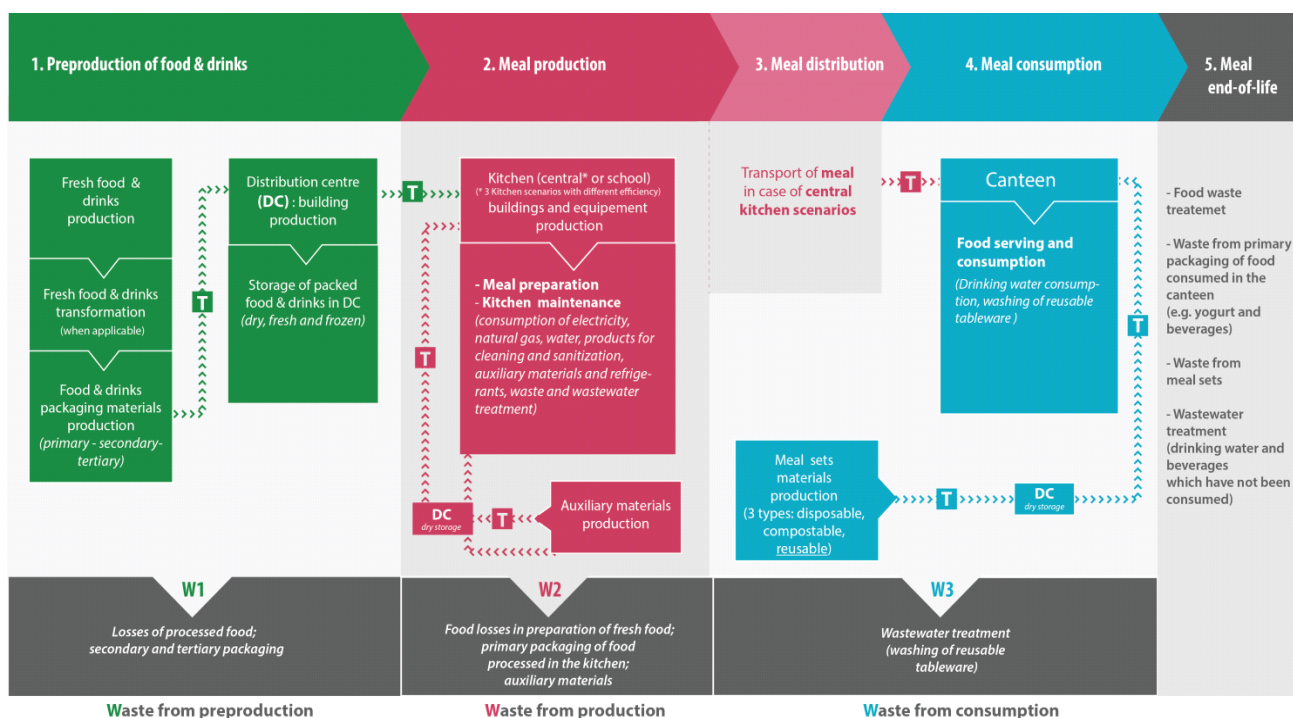


Figura 1: Diagramma di flusso del sistema

Individuazione e analisi delle variabilità del servizio di ristorazione in appalto

Come detto, un servizio ha caratteristiche molto variabili dato che la sua erogazione dipende da fattori che vengono concordati tra erogatore e consumatore in modo personalizzato e sulla base delle esigenze specifiche di quest'ultimo. Tutto ciò è maggiormente vero nel caso dei servizi di mensa scolastica dati in appalto dalle pubbliche amministrazioni, dove le specifiche dei capitolati dei bandi di gara vengono progettati *ad hoc* in relazione a diversi fattori vincolanti e tipici del contesto in cui il servizio è richiesto. Ne consegue che non è possibile progettare un servizio standard capace di adattarsi e soddisfare tutte le esigenze potenziali.

Guardando al sistema analizzato, la Tabella 1 presenta una sintesi delle varianti maggiormente ricorrenti, in ogni fase del ciclo di vita, rappresentative delle tipologie di capitolato più comuni nei bandi di gara.

Tabella 1: Elementi di variabilità del servizio mensa scolastica più frequentemente riscontrabili e che incidono sulle valutazioni degli aspetti ambientali

Fase del ciclo di vita	Elementi variabili in funzione del tipo di appalto
Pre-produzione	Il menù scolastico e le specifiche su qualità del cibo, provenienza e composizione dei pasti sono definiti nel capitolato, nel rispetto delle normative di settore. In particolare, sono stabilite le caratteristiche delle derrate alimentari e sono disponibili i criteri ambientali minimi o indicazioni puntuali circa fattori quali la percentuale di biologico e/o lotta integrata e l'approvvigionamento da filiera corta/distanza di approvvigionamento. La scelta di alcuni fornitori quindi, pur essendo a discrezione della ditta aggiudicataria, è in parte determinata dal luogo del consumo, che diventa noto solo in sede di bando. In altri termini, una PEF di servizio non può essere prodotta a priori indipendentemente dal caso reale in cui essa è applicata. Allo stesso modo il modello di stoccaggio e di logistica è fortemente dipendente dal sito in cui il servizio viene erogato. Le sale di ultimo stoccaggio, inoltre, possono essere messe a disposizione dalla stazione appaltante oppure fornite dalla ditta aggiudicataria.
Produzione	In base al bando, la cucina può essere messa a disposizione dalla stazione appaltante oppure essere di proprietà della ditta aggiudicataria, pertanto la dotazione impiantistica non sempre è sotto il controllo aziendale. Questo significa che accedere ai dati di consumi energetici e di acqua, attrezzature e struttura non è sempre possibile.
Distribuzione	La distribuzione del pasto, veicolato e non (per pasto veicolato si intende quello preparato in cucine centrali e poi trasportato al refettorio), dipende da dove effettivamente si trovano le scuole ed è un dato vincolante. La distanza dal centro di produzione del pasto al refettorio varia da gara a gara, in base alle esigenze della stazione appaltante (vi sono, ad esempio, casi di cucine scolastiche che servono più plessi limitrofi). Inoltre le normative igienico- sanitarie determinano i tempi massimi tra il momento della cottura e il momento della somministrazione nel caso dei pasti veicolati, oltre che le modalità di trasporto consentite (tipologie di contenitori e temperature di conservazione del pasto). Alcuni alimenti freschi devono essere consegnati giornalmente ed entro un orario fissato. Tutto ciò influenza fortemente il modello di distribuzione.
Uso	La composizione del kit per il consumo del pasto è determinata dal capitolato, ad esempio: piatti, bicchieri e posate usa e getta (biodegradabili/compostabili) oppure lavabili; richiesta eventuale di distribuzione di acqua sanificata spillata in loco.
Fine vita	La gestione del fine vita è a carico della stazione appaltante. In alcuni bandi sono fornite raccomandazioni che favoriscono e incentivano la raccolta differenziata e la riduzione agli sprechi.

Tenendo conto di quanto evidenziato, nei paragrafi seguenti si intende analizzare alcuni aspetti peculiari del caso di studio, che sono emersi al momento di applicare le linee guida della PEF.

3.3. Hotspot ambientali del servizio di ristorazione

Sulla base dello studio PEF di screening e guardando al totale degli impatti normalizzati, emerge che la pre-produzione contribuisce per il 75% e, a seguire, la produzione per il 21%. In particolare, in pre-produzione i processi maggiormente responsabili sono quelli relativi alla produzione del cibo (la fase agricola). Di poco rilievo, invece, appaiono i contributi dati dall'imballaggio del prodotto, dai processi di trasformazione considerati (surgelazione) e dal trasporto finale. In produzione i contributi sono dati in primo luogo dalle attrezzature della cucina e, a seguire, dai consumi energetici. Per quanto concerne le fasi di distribuzione dei pasti, di uso e consumo e di fine vita, i contributi risultano trascurabili.

4. Aspetti critici legati alla variabilità del servizio

Questo paragrafo pone l'attenzione alle implicazioni in ambito PEF del passaggio dal concetto di 'prodotto rappresentativo' a quello di 'servizio rappresentativo', supportando la discussione con l'esperienza del caso di studio sviluppato con particolare riferimento a quanto evidenziato nella Tabella 1.

4.1. I processi sotto il controllo aziendale e i dati obbligatori

Seguendo un approccio guidato dalla materialità, la Data Needs Matrix della PEFCR Guidance – Versione 6.3 stabilisce quale qualità dei dati sia necessaria per la produzione dell'inventario mettendo in correlazione due aspetti: il grado di controllo dell'impresa sui processi e la rilevanza ambientali degli stessi.

I processi che contribuiscono maggiormente all'impatto ambientale di un prodotto (o servizio) dovranno essere analizzati usando dati di maggiore qualità, indipendentemente da quale sia il punto del ciclo di vita in cui si trovano. Allo stesso tempo, però, nello stilare questa lista, si deve tener conto sia della effettiva possibilità di accedere ai dati sia dello sforzo e delle risorse richieste per raccogliarli.

Nel caso della ristorazione collettiva in appalto, la definizione della lista dei dati primari obbligatori è critica in quanto è difficile prevedere esattamente come sarà il servizio richiesto, quindi le esatte modalità di erogazione (tipologia di processi e livello di controllo interno) e il tipo di modello organizzativo (per esempio, ricorso ad appalti a terzi per alcune parti del servizio). Perché l'utilizzo sia ampio, la PEFCR deve tener conto del maggior numero di varianti possibili e la richiesta di dati obbligatori deve essere sufficiente per caratterizzare il servizio analizzato. Inoltre, il numero di processi per cui sono obbligatori dati primari deve essere ristretto al solo insieme di quelli comuni a tutte le variabili considerate e che sono ragionevolmente accessibili, per non escludere aziende che, a causa delle caratteristiche del servizio che offrono, non hanno accesso a tali dati.

La PEFCR del caso studio, ad esempio, ha definito come obbligatori i dati relativi alle tipologie e quantità di alimenti, sia perché l'acquisto delle materie prime è sotto il controllo aziendale, sia perché risulta la fase con i contributi d'impatto maggiori. Per tutti gli altri processi sono stati forniti dati di default, da utilizzare qualora l'azienda non acceda ai dati primari. Se da un lato tale soluzione rende accessibile la PEF a un vasto numero di aziende, dall'altro la possibilità di utilizzare numerosi dati di default può portare a un allineamento dei risultati di PEF diverse e/o a disincentivare la ricerca di dati primari, soprattutto nel caso in cui il loro utilizzo sia penalizzante dal punto di vista dei risultati.

4.1 La confrontabilità

Le PEFCR nascono con l'obiettivo di favorire la confrontabilità di prodotti/servizi e poter quindi individuare quelli con prestazioni migliori, a parità di funzione. Tuttavia, come anticipato, il servizio presenta sia aspetti tecnici comuni indipendenti dalle scelte del soggetto erogatore (ad esempio l'apporto nutritivo degli alimenti), sia aspetti gestionali fortemente variabili e specifici, che non garantiscono un confronto equo (ad esempio la presenza di una cucina centralizzata invece di una cucina inserita nel plesso scolastico, nonché di proprietà o meno dell'azienda aggiudicatrice; la gestione di un magazzino centralizzato invece della fornitura diretta) e che sono propri o del modello di business dell'organizzazione che eroga il servizio o dello specifico bando di gara. Pertanto, in linea anche con quanto definito per l'Organisation EF, la confrontabilità non sembrerebbe né possibile né auspicabile, quando relativa al confronto tra due servizi. Una maggiore confrontabilità si potrebbe ottenere eventualmente solo attraverso una maggiore granularità del campo di applicazione della PEFCR, con la definizione di classi di servizi, ad esempio creando benchmark differenziati per ogni ordine scolastico (ad esempio nido, materne, scuole elementari, scuole medie), oppure considerando altri elementi organizzativi (ad esempio la cucina centralizzata o la cucina nel plesso scolastico).

Un esempio di questo approccio è offerto dalla PCR (Product Category Rules) sviluppata dall'International EPD® System per il settore dei servizi di pulizia la quale supporta la comparabilità di servizi all'interno di cluster rappresentati, ad esempio, dalla tipologia di edifici in cui viene erogato il servizio (dimensione e stato).

4.2. Le azioni di miglioramento

In linea con altri studi PEF, i risultati di questo lavoro indicano che le azioni più efficaci di miglioramento interessano fasi e processi spesso non sotto il diretto controllo aziendale. Esemplificativo è il caso dell'impatto nella fase di produzione del cibo, per il quale un intervento migliorativo, anche di piccola entità, comporterebbe una diminuzione consistente dell'impronta complessiva del servizio. L'intervento si potrebbe realizzare tramite la definizione di un menù con alimenti che, a parità di valore nutrizionale, hanno un ridotto impatto ambientale. Tali scelte, tuttavia, non sono in capo al soggetto che eroga il servizio, il quale può invece intervenire nel processo di selezione dei fornitori nel rispetto delle caratteristiche definite dal capitolato.

Nella fase di produzione opportunità di miglioramento riguardano, ad esempio, la riduzione dei consumi elettrici e termici nelle cucine, ma tali interventi sono fortemente connessi con il grado di controllo che il soggetto erogatore ha sulla gestione delle strutture di produzione (di proprietà/in concessione d'uso).

Anche per le fasi di distribuzione e di uso, sebbene contribuiscano in modo trascurabile all'impronta ambientale dell'intero ciclo di vita, è possibile adottare strategie migliorative. In particolare, nella fase di uso, che generalmente non è sotto il diretto controllo del soggetto che eroga il servizio, azioni di sensibilizzazione volte a ridurre la quantità di scarti prodotti durante il pasto consentirebbero di ottimizzare non solo la gestione del fine vita ma anche, almeno in parte, l'acquisto delle materie prime, riducendo pertanto la relativa impronta ambientale.

A livello sistemico, considerata la presenza di diversi soggetti pubblici e privati coinvolti nella definizione e costruzione degli elementi del servizio, sarebbe proficuo avviare percorsi di collaborazione e confronto tra i diversi attori al fine di attivare quei fattori abilitanti necessari per un miglioramento ambientale.

5. Conclusioni

L'utilizzo della PEF ha interessato fino ad oggi diverse categorie di prodotto, tutte relative a casi di beni di consumo materiali. In questo studio sono state presentate alcune considerazioni in merito all'applicabilità di tale metodo a un servizio.

La PEF nasce con l'obiettivo di uniformare l'analisi ambientale di diversi soggetti operanti in uno stesso settore e permetterne il confronto, stimolando l'individuazione di strategie di miglioramento. Per fare questo, lo sviluppo delle PEFCR deve trovare il giusto bilanciamento tra i dati obbligatori e quelli di default, supportando cioè un'analisi che dia risultati specifici, senza richiedere sforzi eccessivi nella raccolta dati, fattore che disincentiverebbe lo sviluppo dell'analisi stessa.

Nel caso dei servizi questo bilanciamento risulta particolarmente sfidante a causa della variabilità e complessità in tutte le fasi del loro ciclo di vita. Anche il tema della confrontabilità tra servizi che devono rispondere ad esigenze di bando diverse, e si realizzano quindi attraverso sistemi diversi, richiede una riflessione. Nonostante queste difficoltà, il metodo PEF si è rivelato un ottimo strumento di gestione ambientale, capace di orientare le decisioni aziendali verso l'individuazione di piani di miglioramento nelle aree sotto il proprio controllo, anche se, in termini di risultati PEF, meno rilevanti.

In merito al servizio di ristorazione scolastica, lo sviluppo di ulteriori casi studio potrebbe apportare benefici in termini di affinamento dei dati di default e del loro bilanciamento con quelli primari obbligatori.

In generale l'applicabilità della PEF ad un servizio andrebbe ulteriormente indagata alla luce di ciò che lo caratterizza rispetto a un prodotto. Il tema risulta particolarmente attuale se si guarda ai cambiamenti in corso nel mondo della produzione e consumo. Stiamo assistendo, infatti, ad una transizione dal concetto di prodotto a quello di PSS – Product Service System – per cui il mondo dei beni si sta sempre più orientando a offrire caratteristiche tipiche dei servizi quali: flessibilità, modularità, progettazione su misura e “just in time”, oltre ad attuare nuovi sistemi di distribuzione e vendita (ad esempio l'utilizzo di piattaforme digitali).

6. Ringraziamenti

L'attività oggetto di questo articolo è inserita nel progetto EFFIGE LIFE 16 ENV/IT/000172 (Environmental Footprint for Improving and Growing Eco-efficiency).

7. Bibliografia

EU Commission, 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. REC 2013/179/EU

EU Commission, 2017. PEFCR Guidance for the implementation of the EU PEF during the EF Pilot Phase Guidance version 6.3.

Kotler, P, Clark, JB, Scott, WG, 1992. Marketing management. Cesi, 1st ed. ISEDI, Torino.

Zeithaml, V, Bitner MJ, Gremler, DD, 2008. Marketing dei Servizi, 2nd ed. McGraw-Hill, Milano.

Sustainable recovery of phenolic compounds from olive mill wastewater: an LCA evaluation

Mattia Rapa, Fabrizio D'Ascenzo, Roberto Ruggieri, Giuliana Vinci

Department of Management, Sapienza University of Rome, via del Castro Laurenziano 9, 00161, Rome, Italy
Email: mattia.rapa@uniroma1.it

Abstract

The disposal of olive mill wastewater is one of the main environmental problems of olive oil production. The interest in the recovery of olive mill wastewater has increased in recent years, as their purification from potentially harmful molecules, such as phenolic compounds. The aim of this work was to study the sustainable recoveries of phenolic compounds from olive mill wastewater, through an integrated Life Cycle Assessment and Eco-Care Matrix evaluation. The assessment was carried out on two recoveries: the first one is a chemical approach with the use of gold nanoparticles while the second one is a biological approach by using the laccase enzyme. From the combined analysis, results that the chemical methodology appears more sustainable than the biological one in the economic, human health and environmental areas.

1. Introduction

The worldwide olive oil production is around 3 million of tons/yr. The main producer is Spain, followed by Italy, Greece and Tunisia. In 2017/2018 the Italian production was particularly important, especially in the Southern regions. In Puglia 2 million tons (+ 98%) have been exceeded. Also, in Sicily, Calabria e Abruzzo has returned to precedent levels. In Central Italy, especially in Tuscany and Umbria the trees growth has been particularly limited because the summer drought affected all the phases vegetative. In Lazio (+ 68%) and Marche (+ 239%), on the other hand, production volumes were abundant (ISMEA, 2018). High quality productions, or protected geographical indication, require the use of a specific variety of olives and “traditional” production techniques. The first step is the olive harvest, preferably handmade and at the right ripening stage. After that, a single machine provides to washing and defoliation. Olives are then sent to the grinding step where a millstone works the drupes for 30-40 minutes. In this step is reached the right milling level, larger droplets of oil with the typical oil flavour. The following extraction step involves the use of hydraulic presses. This technique allows to maintain a low temperature. The products of this step are olive pomace (40%) and oily must (60%). Oily must is centrifuged, allowing the separation of the oil from Olive Mill Wastewater (OMWW). By using this technology system, the OMWW achieved the 42% (w/w) of the initial amount of olives used in the oil production process (Chiacchierini et al., 2007; Chiacchierini et al., 2004). The OMWW includes high nutrient content (e.g. nitrogen, phosphorus, potassium, and magnesium) and no evidence of heavy metal concentration. In the Mediterranean area, the disposal of OMWW is one of the main environmental problems of olive oil production. The interest in the recovery of OMWW has increased in recent years; examples include the production of biofuel from the OMWW, as well as the purification of the OMWW from potentially harmful molecules. Among all the substances present in olive mill wastewater there are Phenolic Compounds in high concentrations, in the range between 5 and 25 g/L (McNamara et al., 2008). The extraction of polyphenols from the OMWW is a great way to recover the PC and re-use them for different applications. The recovery on these compounds is very interesting because of their excellent characteristics, which make them usable in different sectors: cosmetic, food and pharmaceutical.

The aim of this work was to study the sustainable recoveries of phenolic compounds from olive mill wastewater, through an integrated Life Cycle Assessment (LCA) and Eco-Care Matrix evaluation.

The assessment was carried out on two recoveries: the first one is a chemical approach with the use of gold nanoparticles while the second one is a biological approach by using the laccase enzyme.

LCA is a procedure for evaluating the environmental effects/impacts of each stage of a product or a service over the entire productive cycle (from raw material extraction through materials processing, manufacture, distribution, use, repair and maintenance, and disposal or recycling). The mechanism purposes to improve recycling process and integrate the phases in the life cycle of a product, from production and consumption to waste management and secondary raw materials market, such as plastics, food waste, critical raw materials, construction and demolition, biomass and bio-based products. LCA is based on the analysis and determination of quantitative variables associated with products, systems and services processed by mathematical equations, composed by data that describe the life cycle. This methodology permits to quantify the energy and materials used (input) and the output and waste released in the environment in order to evaluate tangible opportunities to reduce the environmental negative impacts (Johnson et al., 2013). The study through the LCA method, allows to compare the production of goods by analysing the amount of first raw materials requests or the amount of CO₂ emissions (Hertwich, 2005). Currently, requests from market have changed, consumers no longer ask for products or services, but also evaluate the environmental impacts. One of the areas in which this greater sensitivity to environmental impacts is most emphasized is in the food sector, where the waste produced are closely related to the growing food demand in perspective of world population increase (Notarnicola et al., 2017).

2. Methodologies of Sustainability Evaluation

In this paper the sustainability of the proposed methods, to recovery phenolic compounds from OMWW, was assessed through an integrated evaluation of the Life Cycle Assessment and the Eco-Care Matrix tools.

2.1. Life Cycle Assessment

The LCA methodology consists of three stages: Goal and Scope definition, Life Cycle Inventory, Life Cycle Impact Assessment. Moreover, an extra-stage was usually added the Life Cycle Costing (Rapa et al., 2019; Vinci et al., 2019). In detail below:

- Goal and Scope definition: It's the first phase, necessary to clearly defining the goal and scope of the research. This stage also includes the selection of a functional unit, the intended application and audience.
- Life Cycle Inventory (LCI): the second stage of the LCA, regarding the collection of data and information, analysis and validation of data, by defining and studying the exact amount of input and output derived from the system studied. The results are based on the historical records obtained from the experiments object of this research study.
- Life Cycle Impact Assessment (LCIA): In this phase, the environmental effects are quantified as consequences of physical interaction between the production system studied and the environment. The impact categories have been chosen in accordance with the characterization model implemented in the software. In this study "Simapro 8.5" was used for the calculation of specified environmental indexes, by mathematical processing of data describing the life cycle. LCIA provides the information to interpret the environmental significance of the methods comparison.

● **Life Cycle Costing (LCC)**: is an extra-LCA evaluation method that determines the overall cost of products and services, considering its entire life cycle (International Standard Organization, 2006). The analysis permits to determine the cost drivers and understand the potential cost savings that can be applied in a system thanks to innovations of materials, processes or products, especially if different alternatives are compared and the cost-effective option can be derived. In the LCC definition methodology, the overall cost is considered with the aim of assisting the decision makers in the choices regarding modification of some variables in the Life Cycle of specific products or services, for determining the most cost-efficiency and competitive solutions for the production process.

2.2. Eco-Care Matrix

The Eco-Care-Matrix (ECM) is a tool that is applied in Portfolio Management Process (PMP) to support product portfolio decisions, as well as in research & development process (R&D) to help with product design selection (Huppes, Ishikawa, 2007). Only in recent years the ECM has been applied in the environmental portfolio for product life cycle management, in order to graphically visualize the eco-efficiency of models in a system of x and y axis, where are represented the economic benefits and the environmental benefits respectively. In fact, the matrix is composed by variables derived from LCC and LCA calculations; in this model, the zero point is represented by the traditional system using traditional technology, while the innovative system is located in the matrix according to the environmental benefits in terms of output reduction and economics benefit for consumers in terms of health performances. If the point falls in the positive-positive quadrant, the system is sustainable while in other quadrants the system is not sustainable. The application of ECM (Figure 1) is useful for understanding the convenience of products and services development that contribute in a reduction of environmental and economic costs. Furthermore, the application as well as the interpretation of the results is consistent only if the definitions of limits, data sources and assumption is the same used for the LCC and the LCIA study.

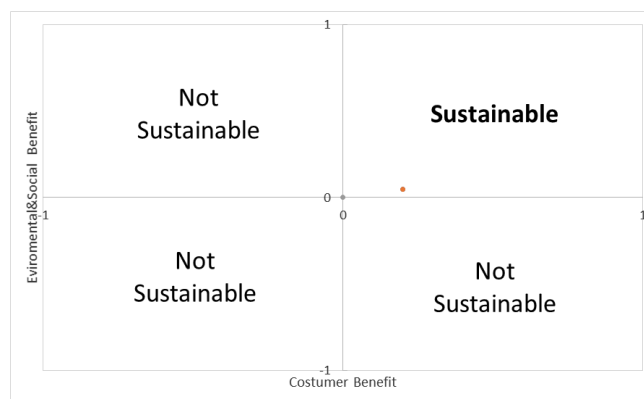


Figure 1: Eco-Care Matrix

3. Sustainability Evaluation

In this paper the sustainability of recovery approaches of phenolic compounds from OMWW was evaluated. The study was carried out on two recovery approaches, the first one is a chemical approach (Ciano et al., 2018) with the use of gold nanoparticles while the second one is a biological approach by using the laccase enzyme (Dias et al., 2004; Justino et al., 2010). In the first step of the evaluation an LCA was carried out. Furthermore, the Eco-Care Matrix, an innovative application of LCA result, was applied (Vinci et al., 2019).

3.1. LCA

Goal and Scope definition: for the evaluation of the two recovery approaches an aliquot of 10 mL of OMWW was considered as functional unity. The aim of this assessment is to highlight the most sustainable methodology to recovery phenolic compounds from OMWW.

Life Cycle Inventory: the inventory of the nanoparticles and laccase-based recovery was reported in Table 1.

Life Cycle Impact Assessment (LCIA): starting from the data collected in the inventory phase the impact assessment was carried out by using the ReCiPe 2016 method of the Simapro 8.5 software. Several impact categories have been evaluated for the two recoveries; these categories are divided for the effect on human health (express in DALY), environment (express in species/year) and economic resources (express in USD). The categories chosen were reported in Table 2, such as the impact assessment results and the percentage differences of the two recoveries.

Table 1: Life Cycle Inventory

	Nanoparticles	Laccase
<i>Materials</i>	12 mg of NPs	15 mg of laccase
<i>Energy</i>	0.001 kWh	13.944 kWh
<i>Instrumentation</i>	Spinner	Spinner, Heated bath
<i>Time</i>	2 h	170 h
<i>Costs</i>	9.8 €	12.8 €

Table 2: Life Cycle Impact Assessment (*not significant differences)

Impact Categories	Unity	Nanoparticles	Laccase	Delta
Global warming, Human health	DALY	9,52E-07	8,68E-05	1,10
Stratospheric ozone depletion	DALY	2,59E-10	1,94E-09	13,31
Ionizing radiation	DALY	1,51E-10	5,36E-09	2,83
Ozone formation, Human health	DALY	7,30E-10	1,88E-10	25,77
Fine particulate matter formation	DALY	1,59E-07	2,50E-06	6,34
Human carcinogenic toxicity*	DALY	2,11E-05	4,65E-08	0,22
Human non-carcinogenic toxicity*	DALY	1,16E-03	1,20E-06	0,10
Water consumption, Human health*	DALY	7,65E-09	8,39E-05	0,01
Global warming, Terrestrial ecosystems	sp/yr	1,90E-09	1,74E-07	1,10
Global warming, Freshwater ecosystems	sp/yr	5,19E-14	4,74E-12	1,10
Ozone formation, Terrestrial ecosystems	sp/yr	1,05E-10	4,30E-11	40,88
Terrestrial acidification	sp/yr	1,32E-10	2,70E-09	4,90
Freshwater eutrophication*	sp/yr	1,69E-09	2,40E-13	0,01
Marine eutrophication	sp/yr	6,43E-14	2,00E-14	31,15
Terrestrial ecotoxicity	sp/yr	6,50E-12	1,20E-11	54,08
Freshwater ecotoxicity*	sp/yr	3,18E-10	3,32E-13	0,10
Marine ecotoxicity*	sp/yr	6,32E-07	5,62E-10	0,09
Land use	sp/yr	1,01E-10	3,99E-11	39,48
Water consumption, Terrestrial ecosystem*	sp/yr	4,65E-11	5,10E-07	0,01
Water consumption, Aquatic ecosystems*	sp/yr	2,08E-15	2,28E-11	0,01
Mineral resource scarcity	USD	4,82E-03	4,47E-04	9,26
Fossil resource scarcity	USD	6,91E-03	6,49E-01	1,06

The different impacts of the methodologies can be summarised for the three impact areas: human health, ecosystem and resources. Based on these results, shown in Figure 2, is possible to point out that the two methodologies explored had different impact in the three sectors. Therefore, it is not possible to identify the most sustainable recovery methodology by this way.

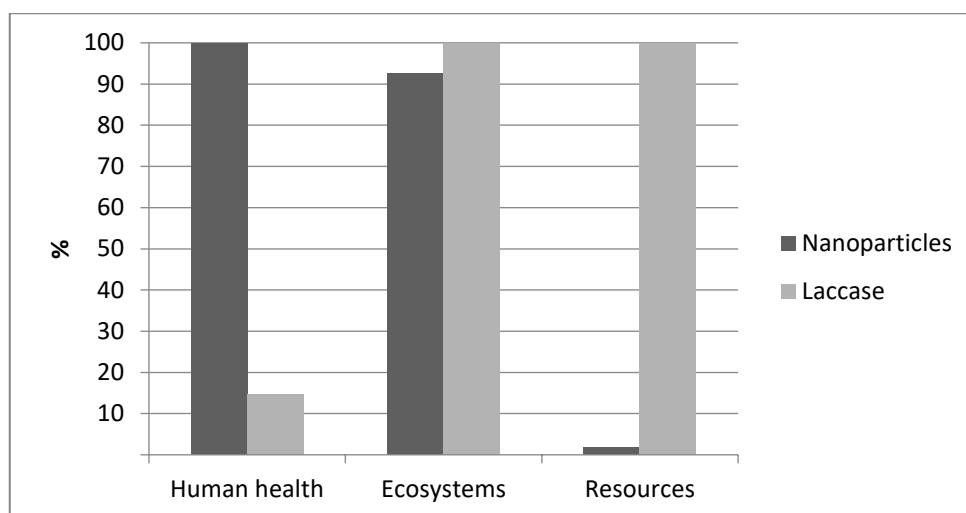


Figure 2: LCIA results in the three impact areas

Life Cycle Costing: the costing evaluation was also carried out. The cost of OMWW disposal, nanoparticles-based phenolic compounds removal and Laccase-based one were analysed. As reported in Table 3, the disposal is the cheaper solution but the most impacting one. Chemical and biological treatments require high economic resources but led to a minor impact to remove phenolic compounds from OMWW. The material costs are referred to Merck KGaA website, the energy from Italian energy market ($F0 = 0,06243 \text{ €/kWh}$) and staff to the average hourly pay of an Italian university collaboration fellowship (9.45 €/h)

Table 3: Costs comparison: disposal, chemical and biological treatments

Cost (€)	Disposal	Nanoparticles	Laccase
Material	2.52	9.79	1.19
Energy	0.00	0.01	0.86
Staff	0.00	18.00	280.00
Total	2.52	27.8	282.05

3.2. Eco-Care Matrix

The Eco-Care Matrix tool was herein applied to the all LCA results. At first, the impact categories with no significant differences (Tab. 2) have been excluded from the calculation. Therefore, the impact calculated for the environmental and human health areas have been summed up and mediated. At the end, the two recovery methodologies have been compared in the ECM (Figure 3). From LCA results the Laccase recovery appears less sustainable than the nanoparticles one, so this recovery was chosen as central point.

The nanoparticles recovery point falls in the positive-positive quadrant, consequentially this recovery can be considered more sustainable of the Laccase one.

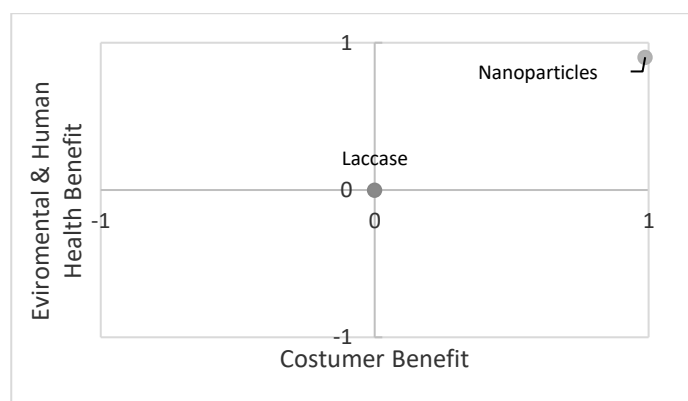


Figure 3: ECM of Nanoparticles and Laccase recovery comparison

4. Conclusions

The disposal of OMWW is one of the main environmental problems of olive oil production. The interest in the recovery of OMWW has increased in recent years, as the purification of the OMWW from potentially harmful molecules. The recovery of phenolic compounds, present in high concentrations in OMWW, is very interesting because of their excellent characteristics, which make them usable in different sectors: cosmetic, food and pharmaceutical. This paper studied the sustainability of the phenolic compounds recovery from olive mill wastewater, through an integrated Life Cycle Assessment (LCA) and Eco-Care Matrix (ECM) evaluation. The evaluation was carried out on two recovery approaches, the use of gold nanoparticles (chemical approach) and the use of the laccase enzyme (biological approach). From the combined analysis of LCA and EMC results that the usual disposal is the cheaper way but the most impacting. Moreover, the nanoparticles methodology appears more sustainable than the laccase one in the economic, human health and environmental areas.

5. References

- Chiacchierini, E, Mele, G, Restuccia, D, Vinci, G, 2007. Impact evaluation of innovative and sustainable extraction technologies on olive oil quality. *Trends in Food Science and Technology*, 18(6), 299–305.
- Chiacchierini, E, Restuccia, D, Vinci, G, 2004. Bioremediation of food industry effluents: Recent applications of free and immobilised polyphenoloxidases. *Food Science and Technology International*, 10(6), 373–382.
- Ciano, S, D'Ascenzo, F, Fratoddi, I, Rapa, M., Ruggieri, R, Vinci, G, Testa G, 2018. Rapid and sustainable recovery of phenolic compounds from olive mill wastewater with gold nanoparticles in: ISEAC 40, Jose Benito Quintana, Cristina Nerin, Rosario Rodil (Eds), Santiago de Compostela (Spain).
- Dias, A A, Bezerra, R M, Pereira, A N, 2004. Activity and elution profile of laccase during biological decolorization and dephenolization of olive mill wastewater. *Bioresour Technol.* 92(1):7-13.
- Hertwich, EG, 2005. Life Cycle Approaches to Sustainable Consumption: A Critical Review. *Environmental Science and Technology*. 39 (13), 4673–4684.
- Huppes, G, Ishikawa, M, 2007. An introduction to quantified eco efficiency analysis, Eco-efficiency in industry and science, Vol. 22, in: Huppes, G., Ishikawa, M., Quantified EcoEfficiency, Springer Netherlands, pp. 1 – 38.
- ISMEA. (2018). Istituto di Servizi per il Mercato Agricolo Alimentare. Rapporto Generale.
- ISO, 2006. 14044:2006. (Environmental management, Life cycle assessment, Requirements and guidelines.
- Johnson, JX, McMillan, CA, Keoleian, GA, 2013. Evaluation of Life Cycle Assessment Recycling Allocation Methods: The Case Study of Aluminium. *Journal of Industrial Ecology* 17, 700-711.

- Justino, C, Marques, A G, Duarte, K R, Duarte, A C, Pereira, R, Rocha-Santos, T, Freitas, A C, 2009. Degradation of phenols in olive oil mill wastewater by biological, enzymatic, and photo-Fenton oxidation. *Environ Sci Pollut Res Int.* 17(3):650-656.
- McNamara, CJ, Anastasiou, CC, O'Flaherty, V, Mitchell, R, 2008. Bioremediation of olive mill wastewater. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 61, 127–134.
- Notarnicola, B, Tassielli, G, Renzulli, P A, Castellani, V, Sala, S, 2017. Environmental impacts of food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production*, 140, 753-765.
- Rapa, M, Vinci, G, Gobbi, L., 2019. Life cycle assessment of photovoltaic implementation: An italian case study. *International Journal of Civil Engineering and Technology*. 10(1), 1657-1663.
- Vinci, G, D'Ascenzo, F, Esposito, A, Musarra, M, Rapa, M, Rocchi, A, 2019. A sustainable innovation in the Italian glass production: LCA and Eco-Care matrix evaluation. *Journal of Cleaner Production*. 223, 587-595.
- Vinci, G, D'Ascenzo, F, Esposito, A, Rapa, M, Rocchi, A, Ruggieri, R, 2019. Sustainability of Technological Innovation Investments: Photovoltaic Panels Case Study. *International Journal of Civil Engineering and Technology*. 10(2), 2301–2307.

Valutazione LCA di pavimentazioni stradali contenenti plastiche da riciclo come materia prima seconda

Francesca Rosa¹, Giacomo Magatti¹, Massimo Perucca² e Paride Mantecca¹

¹Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e della Terra, Centro di Ricerca POLARIS,
Università degli Studi di Milano-Bicocca, Milano, Italia

²Project HUB 360, Avigliana, Italia

Email: f.rosa8@campus.unimib.it

Abstract

Il settore delle pavimentazioni stradali contribuisce in modo rilevante alle emissioni di gas serra. L'impiego di un supermodificante innovativo, a base di plastiche dure riciclate (altrimenti inviate a termovalorizzazione), additivato all'asfalto permette di allungarne la vita utile, diminuendo i cicli di manutenzione. Questo studio si pone l'obiettivo di comparare, tramite metodologia LCA, i potenziali impatti del ciclo di vita dell'asfalto convenzionale, associato all'incenerimento delle plastiche, con il ciclo di vita dell'asfalto additivato con il supermodificante. I risultati mostrano come l'allungamento della vita utile dell'asfalto modificato comporti una riduzione degli impatti ambientali nella categoria del cambiamento climatico, dove sono evidenziati risparmi rispetto ai metodi convenzionali di produzione e conseguenti cicli di stesura (posa) e demolizione. Tale miglioramento si riscontra anche in tutte le altre categorie di impatto ambientale considerate.

1. Introduzione

Un grande impatto in termini emissioni di gas climalteranti a livello europeo proviene dal settore delle costruzioni stradali (Barandica, 2013) – solo in Europa nel 2015 sono state prodotte 260 milioni di tonnellate di asfalto (EAPA, 2017) – ma presenta anche ampie possibilità di mitigazione degli impatti attraverso nuove formulazioni per ottenere materiali con migliori prestazioni. Tali soluzioni innovative diventano abilitanti alla realizzazione di strategie orientate all'incremento della vita utile, per favorire una riduzione della frequenza di manutenzione che determina una diminuzione del carico ambientale quantificabile e predicibile.

In tale contesto, emerge l'opportunità di implementare criteri di circolarità, attraverso il riutilizzo di plastiche al momento non trattate nei canali di riciclo convenzionali dei materiali polimerici. In particolare, in accordo con “La strategia Europea per la plastica nell'economia circolare” (EU Commission, 2018), è possibile utilizzare i rifiuti da plastiche altrimenti inviati a termovalorizzazione, come modificanti per asfalto allo scopo di migliorarne le performance e quindi la durata.

In un quadro generale dei rifiuti di plastica post-consumo, nonostante la quantità inviata a riciclo in Europa (e in Italia) aumenti ogni anno (nel 2017 si attesta al 31,1% di quella raccolta), una buona parte viene comunque conferita in discarica (27,3%) o destinata a recupero energetico (41,6%) (PlasticsEurope, 2018).

Risulta evidente come una notevole quota di potenziale materia prima seconda vada persa nel ciclo dei rifiuti. La gerarchia indicata dalla Direttiva sui rifiuti (EU Commission, 2008) indica come le soluzioni di gestione debbano dare delle priorità: prevenzione, preparazione per il riutilizzo, riciclo, recupero di altro tipo (per esempio quello energetico) e infine smaltimento.

Adottando la soluzione sopra descritta, si potrebbero riutilizzare per ogni chilometro di strada costruita circa 20 tonnellate di rifiuti da plastiche, in questo caso plastiche dure a base poliolefinica, difficilmente riciclabili.

Tuttavia, la scelta del fine vita è una questione complessa e non è sempre semplice stabilire la strategia corretta e con il minor impatto (Rigamonti, 2014). Dato un contesto specifico quindi le opzioni vanno analizzate in modo integrato rispetto al territorio per identificare il percorso migliore per la gestione dei rifiuti.

Il presente studio si è posto l'obiettivo di valutare in termini comparativi – tramite metodologia LCA – i potenziali impatti ambientali del ciclo di vita dell'asfalto tal quale e dell'asfalto additivato con un supermodificante a base di rifiuti di plastiche dure (75% sul peso totale) e di altre plastiche da rifiuto, includendo quindi il fine vita di queste ultime: nel primo caso l'incenerimento con recupero energetico, nel secondo caso il riciclo.

L'analisi LCA utilizzata per valutare le pressioni ambientali associate ai sistemi di pavimentazione stradale può aiutare anche a livello decisionale e di progetto in un'ottica di *Green Public Procurement* (Butt, 2015).

Oltre al calcolo delle emissioni di gas serra, sono state considerate anche altre categorie di impatto in modo da verificare che la diminuzione degli impatti associati al cambiamento climatico derivante dall'impiego della soluzione innovativa proposta non comporti un eventuale spostamento degli impatti verso altri aspetti ambientali.

Il supermodificante considerato nello studio e l'impianto produttivo pilota sono in fase di sviluppo all'interno del progetto ECOPAVE (POR FESR 2014-2020), perciò l'analisi si basa sui primi dati sperimentali e la valutazione LCA potrà essere utilizzata in termini predittivi per orientare le scelte in questa fase e in quella di applicazione.

2. Materiali e metodi

L'analisi degli impatti ambientali è condotta utilizzando la metodologia LCA, in accordo con le norme ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006), tramite un approccio modulare per poter analizzare singolarmente le diverse fasi della vita del prodotto.

Definizione dell'obiettivo e campo di applicazione

L'analisi riguarda il contesto italiano, in particolare del Nord Italia, in merito a manutenzione ordinaria di strade già esistenti. Lo studio mira a calcolare i potenziali impatti ambientali della situazione standard, identificata con il ciclo di vita dell'asfalto convenzionale associato alla termovalorizzazione delle plastiche, e della possibile alternativa, che considera il ciclo di vita dell'asfalto contenente il supermodificante a base di plastiche riciclate.

2.1. Unità funzionale

L'unità funzionale scelta esprime il servizio fornito dalla strada extraurbana ed è descritta tramite parametri fisici (lunghezza e larghezza) e un arco temporale di utilizzo. Lo studio è quindi riferito a un chilometro della larghezza di 15 metri e utilizzata per 20 anni, inclusa di manutenzione. Per includere la comparazione tra i destini delle plastiche (termovalorizzazione/produzione del supermodificante), si è scelto di effettuare quindi una estensione del sistema che valuti anche il fine vita di una quantità di plastica pari a quella che nello stesso arco temporale (20 anni) dovrebbe essere utilizzata per la produzione della relativa quantità di asfalto modificato: 24 tonnellate.

2.2. Confini del sistema

I confini del sistema del ciclo di vita dell'asfalto (chiamato anche conglomerato bituminoso), sia convenzionale sia modificato, includono le attività riguardanti il rifornimento e la trasformazione delle materie prime, i trasporti, la produzione del conglomerato, le operazioni di costruzione e demolizione della strada nei diversi cicli di manutenzione, come mostrato in Figura 2.

Nell'approvvigionamento e trasformazione delle materie prime sono considerati l'estrazione del calcare compatto dalle cave e la sua trasformazione negli aggregati necessari alla produzione dell'asfalto, a cui si aggiungono gli altri flussi a monte, come l'estrazione del

petrolio, la raffinazione per ottenere il bitume, la gestione e trattamento del fresato¹ per prepararlo al riutilizzo.

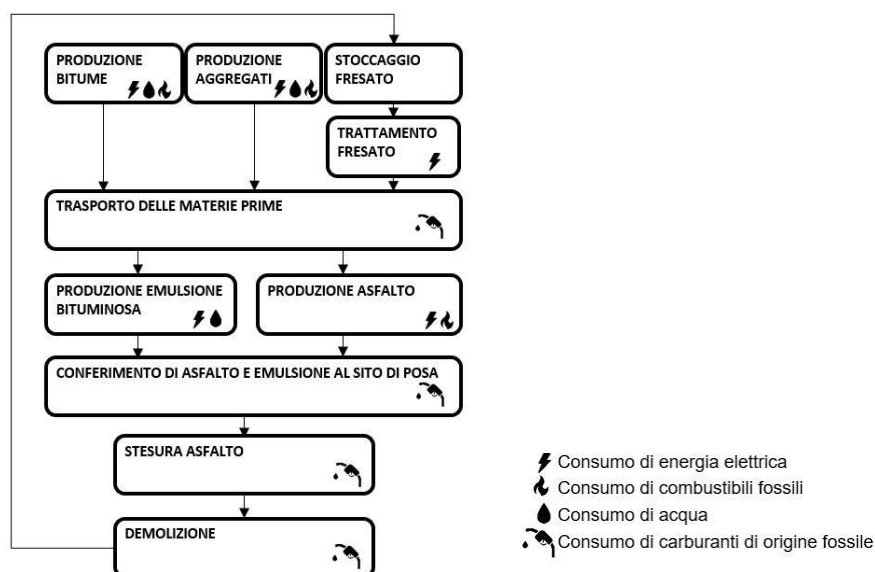


Figura 1: Processi riguardanti la produzione dell'asfalto inclusi nello studio

Il processo di produzione del conglomerato bituminoso avviene in un impianto dedicato che prevede l'unione di tutte le materie prime per miscelazione, previo essiccamento degli aggregati e riscaldamento del bitume.

Il sistema prevede anche la produzione dell'emulsione bituminosa, una dispersione di bitume e acqua con aggiunta di emulsionanti spruzzata tra uno strato e l'altro della pavimentazione per favorire la stabilizzazione e l'adesione.

Il modulo sulla costruzione della strada include tutte le attività e i consumi dei mezzi d'opera per la spruzzatura dell'emulsione, la stesura dell'asfalto e la rullatura per comprimerlo.

Analogamente, per la demolizione sono considerate le operazioni di fresatura e la successiva pulizia della strada con i mezzi adibiti.

La valutazione comprende il trasporto di materie prime e semilavorati secondo la matrice di trasferimento tra i diversi nodi del sistema funzionale.

Oltre ai processi mostrati in Figura 2, per quanto riguarda l'asfalto convenzionale, è stato analizzato anche il modulo di incenerimento delle plastiche, con raccolta di queste ultime e produzione di energia termica ed elettrica tramite termovalorizzazione (Figura 2, schema a sinistra).

Per l'asfalto modificato si considera il processo di produzione del supermodificante (Figura 2, schema a destra), unito poi ad aggregati e bitume nell'impianto di produzione dell'asfalto. Tale processo prevede la selezione delle plastiche, il lavaggio, la triturazione, l'aggiunta – in quantità molto ridotta – di additivi e infine il confezionamento. Anche per questo modulo sono considerati i trasporti delle diverse materie prime, in particolare le plastiche provengono da centri di raccolta ubicati nei Comuni limitrofi a dove avviene la sperimentazione.

¹ Fresato: asfalto rimosso dalla strada a seguito della fresatura durante la demolizione e poi riutilizzato nel processo di produzione dell'asfalto.

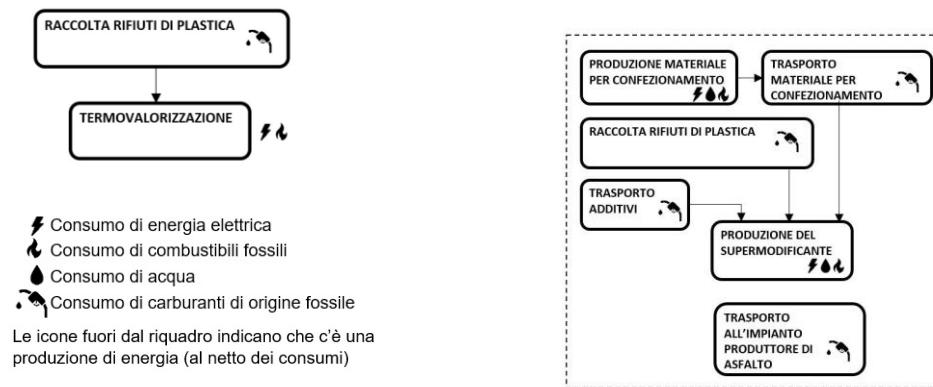


Figura 2: Destini delle plastiche dure a confronto: (a sx) processo convenzionale di termovalorizzazione, (a dx) riciclo per produzione del supermodificante

2.3. Qualità dei dati, assunzioni e metodo di calcolo degli impatti

I dati utilizzati nella valutazione dei processi principali sono soprattutto dati primari, forniti dagli sviluppatori del supermodificante, che rappresenta una realtà a stretto contatto con la produzione dei conglomerati bituminosi, in grado di fornire dati tecnici aggiornati e attendibili. Dove non è stato possibile ottenere dati primari per i processi di background ci si è riferiti a valori presenti in report di settore (Eurobitume, 2012), alla letteratura scientifica e ai database disponibili, nello specifico quelli del software GaBi (Thinkstep, 2017).

La trattazione modulare ha interessato anche la composizione stratificata del manto stradale, che comprende gli strati di usura, binder e base, caratterizzati da composizione diversa ma realizzati con l'impiego degli stessi moduli del sistema funzionale descritto. I dati per i diversi strati sono stati analizzati separatamente e poi integrati per la rappresentazione dell'unità funzionale.

La durata della vita dell'asfalto è connessa alla sua capacità di garantire la funzionalità nel tempo, perciò gli strati presentano differente vita utile, date le diverse caratteristiche chimico-fisiche: lo strato di base ha la vita utile più lunga, quello di usura la più corta. Nell'arco temporale dei 20 anni considerati, vi sarà una diversa frequenza di manutenzione per i diversi strati, intesa come rifacimento del tratto stradale interessato, che prevede che siano ripercorsi tutti i processi riportati in Figura 1 e 2 per un numero di volte pari agli interventi di ripavimentazione (parziale o totale). Per l'asfalto convenzionale si sono considerate quattro stesure per lo strato di usura, due per quello di binder e una per la base. Per quanto riguarda l'asfalto modificato, il parametro relativo alla vita utile discende dalle indicazioni dei primi dati sperimentali sulle performance e sono stati dedotti i seguenti cicli stesura/manutenzione: due per lo strato di usura, uno per la base e uno per il binder. Tali performance discendono dai risultati di test, riconosciuti internazionalmente, su campioni di asfalto secondo le linee guida dell'AASHTO Road Test (Caliendo, 1991).

Le emissioni al camino relative all'impianto di produzione del conglomerato e quelle della stesura derivano da misure effettuate rispettivamente su un impianto tipo utilizzato come proxy del sistema e su una situazione standard di posa dell'asfalto.

I dati relativi all'impianto di produzione del supermodificante sono quelli disponibili dalla fase di progettazione. La produzione degli additivi utilizzati per completare il supermodificante verrà poi inclusa per integrare la valutazione, non essendo al momento disponibili dati sufficienti poiché ancora in fase di definizione.

Come metodologia per la caratterizzazione degli impatti sono state scelte le raccomandazioni ILCD/PEF, in modo da includere nella valutazione non solo gli impatti relativi alle emissioni di gas serra, ma anche quelli delle altre categorie.

Analisi di inventario

Per ciascun modulo descritto, sono state quantificate le materie prime, i consumi di energia elettrica, di combustibile e di acqua in ingresso nei diversi processi e i rifiuti prodotti. In Tabella 1 sono riportate le percentuali delle diverse materie prime utilizzate per la produzione del conglomerato bituminoso.

Tabella 1: Composizione relativa delle due tipologie di asfalto oggetto dell'indagine

Materiale/Tipologia di conglomerato	Convenzionale	Con supermodificante
Aggregati	95,4%	95,3%
Bitume	4,6%	4,5%
Supermodificante	0%	0,2%

In totale, la quantità utilizzata di conglomerato convenzionale è 16422 t mentre quella del conglomerato con il supermodificante è 10710 t, quindi quasi il 35% in meno. I trasporti considerati coprono distanze che variano tra i 20 km (trasporto degli aggregati) e i 200 km (trasporto del bitume).

3. Risultati e discussione

L'analisi LCA basata sulle prime evidenze sperimentali risultate dai test di laboratorio relativi a performance e durata del prodotto mostra un potenziale quadro migliorativo in termini di impatti ambientali nel caso dell'asfalto contenente il supermodificante. Si osserva una riduzione di circa il 37% rispetto alla categoria del climate change, con una diminuzione di emissioni di CO_{2eq} che coinvolge tutte le fasi del ciclo di vita (Figura 3).

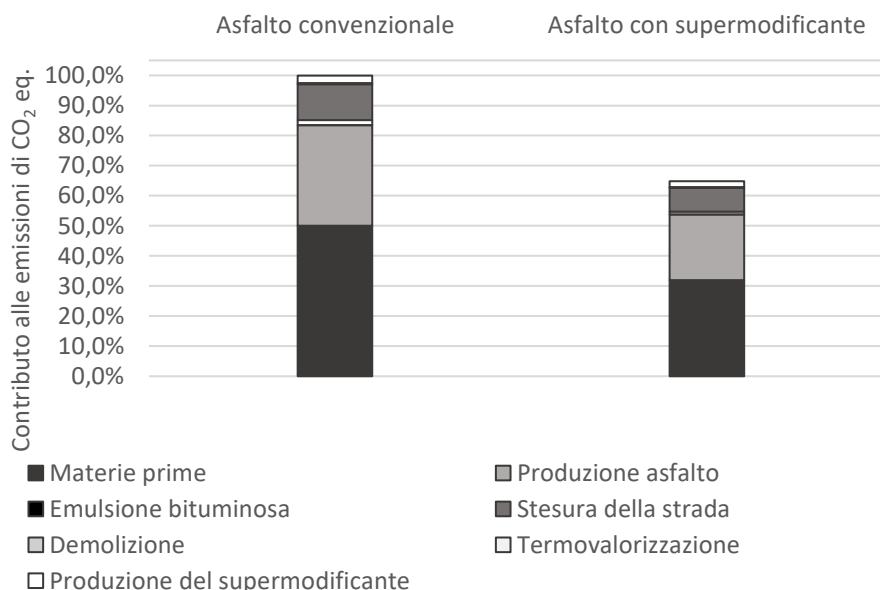


Figura 3: Confronto tra le due tipologie di asfalto oggetto dell'analisi in termini di emissioni di CO₂ eq. associati alle diverse fasi del ciclo di vita

Lo studio è ancora in corso ed in fase di aggiornamento sulla base dei dati sperimentali continuamente forniti durante lo sviluppo e l'ottimizzazione. Lo scopo sarà una valutazione definitiva degli impatti e il modello utilizzato per l'analisi è anch'esso in evoluzione sulla base delle specifiche opzioni tecnologiche che sono in fase definizione.

I risultati ottenuti dall'analisi dello scenario analizzato mostrano come la soluzione ipotizzata possa determinare un contributo rilevante per la riduzione degli impatti ambientali rispetto alla soluzione convenzionale, non solo per la categoria climate change ma anche per tutte le altre, dove si ottengono riduzioni degli impatti dal 30 al 40%, come riportato in Figura 4.

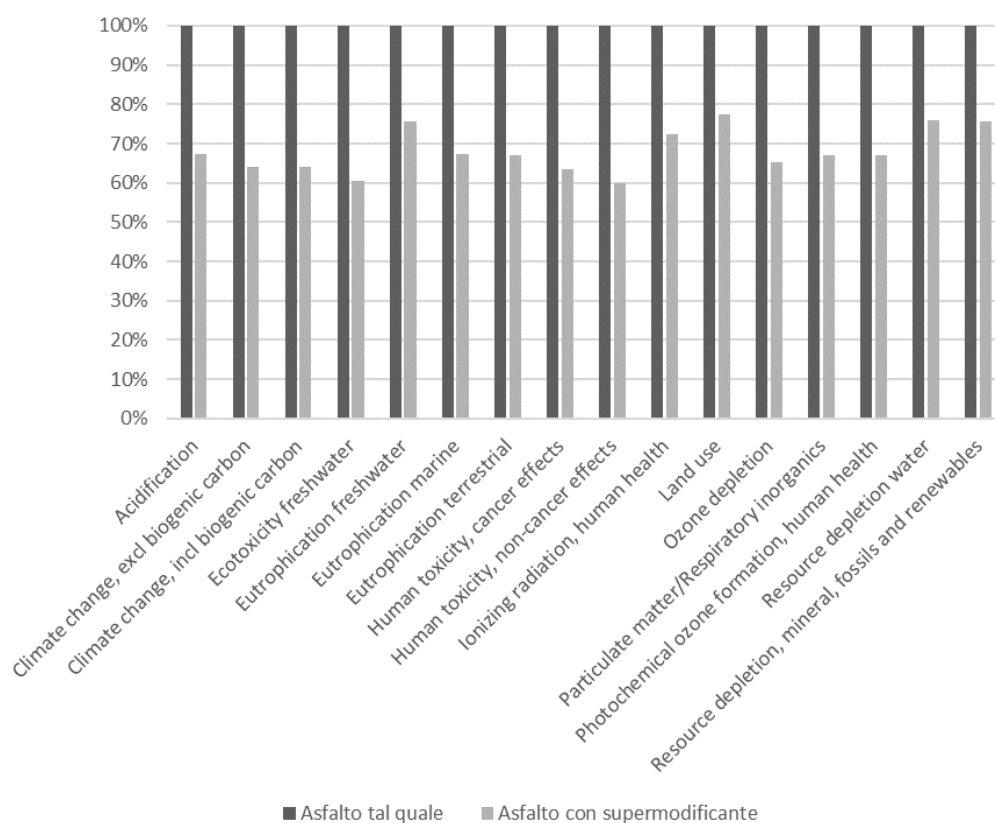


Figura 4: Potenziali impatti ambientali relativi per ciascuna categoria d'impatto riferiti all'unità funzionale

Il principale elemento che concorre alla riduzione dei carichi ambientali è imputabile all'estensione della vita dell'asfalto, che determina una riduzione della frequenza manutentiva del manto stradale, diminuendo il numero di rimozioni e rifacimenti dei vari strati del manto stradale, ottenuta grazie all'aggiunta dello specifico supermodificante considerato nello studio.

Nonostante i crediti ambientali presenti nel caso della termovalorizzazione per la produzione di energia, gli impatti legati alla produzione di asfalto convenzionale non vengono compensati e risultano maggiori di quelli dell'asfalto modificato quando si considera l'intero ciclo di vita delle soluzioni a confronto.

La riduzione degli impatti, nei limiti delle variazioni che caratterizzano risulta in linea con la riduzione della quantità di conglomerato bituminoso necessario in riferimento all'unità funzionale, che nel caso dell'asfalto contenente il supermodificante è del 35% in meno rispetto a quella per l'asfalto convenzionale.

4. Conclusioni

Il presente studio valuta il ciclo di vita dell'asfalto analizzando in termini comparativi produzione/utilizzo/demolizione dell'asfalto convenzionale rispetto a una nuova formulazione contenente un supermodificante a base di plastiche riciclate, progettato per diminuirne i cicli di manutenzione.

I risultati forniti dallo scenario valutato relativo al sistema funzionale indicano come l'aumento ipotizzato delle performance a seguito dell'aggiunta del supermodificante, in concomitanza con il riciclo delle plastiche altrimenti inviate a incenerimento, permetta un considerevole allungamento della vita utile dell'asfalto e di conseguenza una riduzione degli impatti ambientali.

La soluzione descritta identifica un caso studio interessante per l'applicazione dei criteri di circolarità delle plastiche dure in accordo con la strategia europea per le plastiche, evidenziando come il destino più sostenibile per questa categoria di polimeri sia quello di immissione in un ciclo come materia prima seconda. Tale valutazione permette di sottolineare come, nel contesto considerato, l'analisi del fine vita delle plastiche debba anche includere eventuali benefici derivati dal loro riutilizzo, come nel caso dell'aumento della funzionalità dell'asfalto, al netto dei crediti ambientali prodotti dal processo di termovalorizzazione.

Un ulteriore sviluppo dello studio sarà l'analisi comparativa tra l'asfalto realizzato con supermodificante considerato nel presente studio e quello contenente un modificante standard a base polimerica.

Ringraziamenti – Gli autori ringraziano il Progetto Ecopave POR FESR 2014-2020.

5. Bibliografia

Barandica, JM, et al, 2013. Applying life cycle thinking to reduce greenhouse gas emissions from road projects, J. Clean. Prod. 57, 79–91.

Butt AA, et al, 2015. Life cycle assessment for the green procurement of roads: a way forward, J. Clean. Prod. 90, 163–70.

Caliendo, C., 1991. Il dimensionamento delle pavimentazioni flessibili secondo l'AASHTO guide. Quaderni del dipartimento di ingegneria dei trasporti 16.

EAPA (European Asphalt Pavement Association), 2017. Position Statement on the Use of Secondary Materials, By-products, and Waste in Asphalt Mixtures. Brussels, Belgium.

EU Commission, 2008. Directive 2008/98/EC on waste (Waste Framework Directive).

EU Commission, 2018. A European Strategy for Plastics in a Circular Economy. COM (2018). 28.

Eurobitume, 2012. Life cycle inventory: Bitumen. 2nd edition 2012. Brussels, Belgium.

ISO, 2006. ISO 14040:2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and framework.

ISO, 2006. ISO 14044:2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines.

PlasticsEurope e EPRO (European Association of Plastics Recycling and Recovery Organisations), 2018. Plastics - the Facts 2018. Analysis of European plastics production, demand and waste data. Brussels, Belgium.

Rigramonti, L, et al, 2014. Environmental evaluation of plastic waste management scenarios, Resour. Conserv. Recy. 85, 42–53.

Thinkstep A.G., 2018. GaBi Database for Life Cycle Engineering in GaBi software System.

Enhancing the environmental performance in the hollow glass production. A case study

Teodoro Gallucci¹, Giovanni Lagioia¹, Paolo Piccinno², Amedeo Lacalamita², Andrea Pontrandolfo¹ and Annarita Paiano¹

¹ Department of Economics, Management and Business Law
University of Bari Aldo Moro, Largo Abbazia Santa Scolastica, 53-70124 Bari

² P&R Project via Martinelli Diego, 24 - 70018 Rutigliano (BA)

Email: annarita.paiano@uniba.it

Abstract

In Italy the production of hollow glass represents more than 82% of the total glass production and recycled glass is one of the most important materials, as it allows to obtain great environmental benefits as well as a reduction in energy consumption. The present paper has carried out an LCA study. The goal of the analysis has been to analyse the environmental performance within the whole life cycle system of the hollow glass production to identify possible alternative scenario for reducing the environmental impacts, in particular the global warming potential emissions. The scenario has considered the hypothesis to increase cullet post consumer use in the current production system from regional supply.

1. Introduction

In Italy the production of hollow glass represents more than 82% of the total glass production, which is equal to over 5,000,000 t (Assovetro, 2018); commodities from the hollow glass include bottles, glasses, containers, which are used in many sectors as the food, pharmaceutical and cosmetic ones. In the analysis of the Italian hollow glass market, fig. 1, the trend of production over the years has been constant over time.

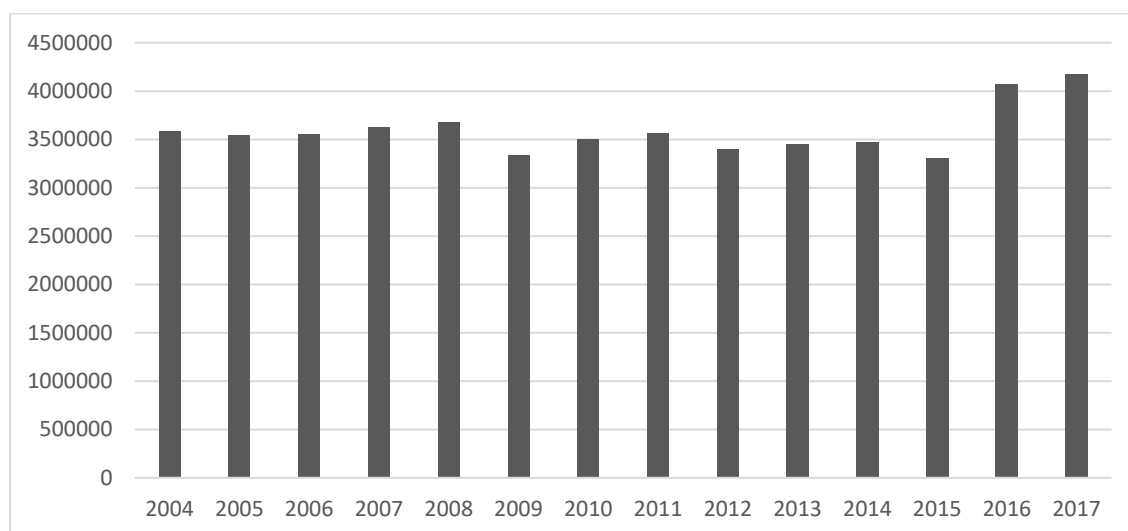


Figure 1: Hollow Glass Production in Italy (t).

Source: Personal elaboration by Author on Feve, 2015 and Assovetro, 2018

To better understand this market, it is necessary to focus attention also on the consumption of this sector in Italy. Analyzing fig.2, it is possible to highlight how the consumption of hollow glass, which have shown a slow but significant increase in the decade 2007-2017, increased hollow glass consumption of 12.70%.

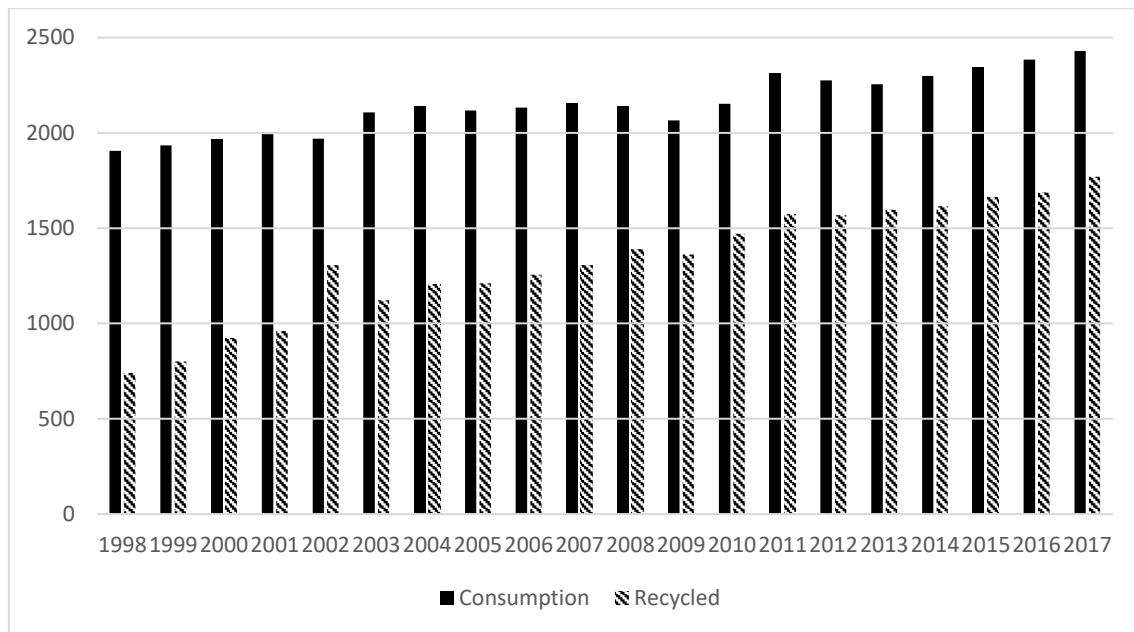


Figure 2: Historical Series of consumption and recycling of glass packaging in Italy (kt)
Source: Grisan, 2018 and Feve, 2015

With the increasing use of glass, it was necessary to increase the recycling of this material guaranteeing a reduction in the use of virgin raw materials. It is important to highlight how over the years the recycling of this material has increased, going from 740 kt in 1998 to 1,769 kt in 2017, which is 72.80% of the glass consumption and over 42% of the hollow glass production. In Europe, the average recycling rate for glass packaging is steady at 74%. This figure is in line with Italian performance, but significantly lower than countries such as Belgium, Switzerland, Finland or Sweden, where this rate is around 95%. Currently, recycled glass is one of the most important materials, as it allows to obtain great environmental benefits as well as a reduction in energy consumption. The relevance of container glass sector, which could increase its importance in replacement of some plastic by single use together with its environmental impacts, suggests studies and analysis for enhancing the technical, environmental, economic, performances of this industry.

The present LCA study has been twofold: a) to analyze the environmental performance within the life cycle system of the hollow glass production from a plant and b) to identify a possible alternative scenario for reducing the environmental impacts, and the global warming potential emissions. The scenario has considered the hypothesis to increase cullet post consumer use from regional supply within the current production system.

2. Materials and Methods

Data and relative documents come from Vetrerie Meridionali (VeMe) S.p.a. plant located in Castellana Grotte (BA) Italy. This company, which is the object of the LCA study, has been working in the automatic hollow glass sector for over 40 years. Its annual production is equal to 130,000 - 140,000 tons with a workforce of 210 units.

An LCA was performed based on current production cycle of the company, concerning the container glass for beverage and food. Based on the analysis of the worst environmental performance of the stages within the entire cycle, best practices were applied to improve the performance. Finally, a comparison of environmental impacts has been made between the current situation and a better performance based on an increasing rate of cullet from its regional supply.

1.1. LCA

The LCA study has been elaborated according to the ISO 14040:2006 and 14044:2018, to the PCR basic module CPC 37 “glass and glass products and other non-metallic products n.e.c. v 3.0” (Environdec, 2018). Software used is GaBi thinkstep AG version 8.7.0.18 ecoinvent integrated 3.3 database. All the data used in the present analysis are “primary data” or “site specific data” that are data collected within the production plant where the specific product processes are performed and data from other parts of the cycle of life brought back to the specific product system under examination, for example materials or electricity supplied by a contractual supplier who is able to provide data for the services actually delivered. No allocations or parameterizations have been made.

The functional unit was identified in 1 kg of finished hollow glass. The energy data used refers to the domestic energy mix. The method used to assess the environmental impact is the latest available version of CML 2001 (January 2016 version).

2.1.2. Life cycle impact assessment

The calculated impact categories are as follows:

- Greenhouse gas emissions (expressed as the sum of global warming potential, GWP, 100 years), in carbon dioxide equivalents (CO₂).
- Emission of acidifying gases (expressed as the sum of the acidification potential, AP) in sulfur dioxide (SO₂) equivalent.
- Gas emissions that contribute to the creation of tropospheric ozone (expressed as the sum of potential ozonation, POCP), in C₂H₄ (ethylene) equivalent.
- Emission of substances in water that contribute to the reduction of oxygen (expressed as a sum of potential eutrophication, EP), in phosphate (PO₄) equivalent.
- Abiotic depletion potential is calculated and displayed as two separate indicators. The first is Abiotic Depletion Potential – Elements (ADP-Elements), which includes all non-renewable material resources, in kg Sb equivalent.
- The second is Abiotic Depletion Potential – Fossil fuels, (ADP-fossil fuels) including all fossil resources, in MJ (net calorific value).
- Water depletion (WD), which is equal to water use (only water input flows are considered), in m³.

2. LCA inventory

2.1. System boundaries

The analysis concerns the “from cradle to grave” methodology, excluding the final consumption phase are divided into three phases called UPSTREAM, CORE and DOWNSTREAM. The system boundaries are those identified by the CPC 37 PCR and by other typologies of studies (Vinci et al, 2019; Auer et al, 2017; Avery, et al. 2017).

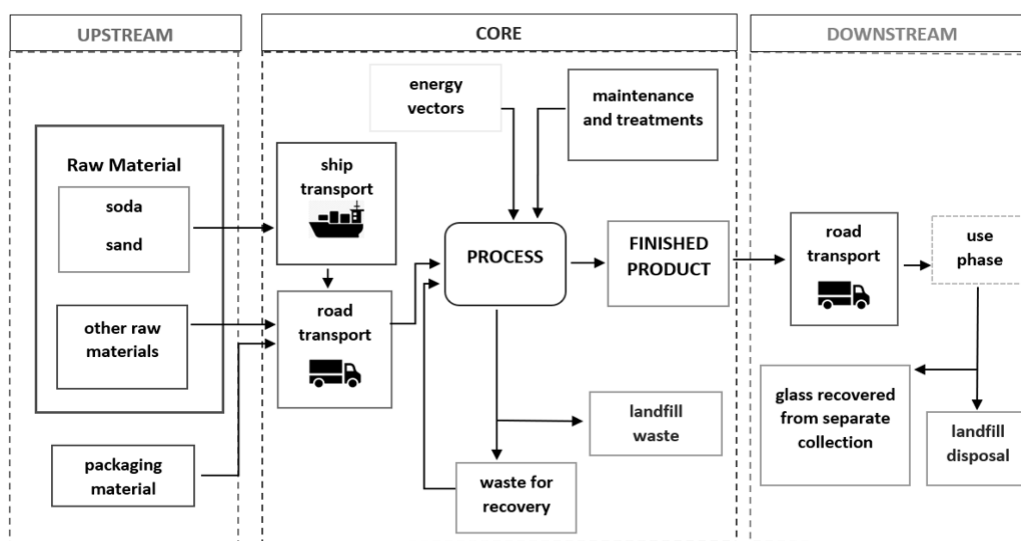


Figure 3: The life cycle stage

2.2. Inventory

It was decided to carry out a cut-off of 1% in relation to the masses of incoming and outgoing flows (raw materials, primary packaging, waste products and substances for maintenance and treatment). It was also verified that the flows excluded for cut-off participated in less than 1% of the environmental impacts calculated as required in the reference PCR.

Table 2 shows data concerning the waste generated during the core, upstream and downstream phases. The most important waste categories are emulsions, steel and iron waste: these two categories together represent more than 40% of the total amount of produced waste. Among the categories identified, another important consideration is characterised by rainwater, representing 10% of the total waste produced.

Table 1: Quantity of the main raw material used per year and their percentage

Raw material	kg	%
Cullet	57,536,013.11	32
Sands	60,479,030.70	34
Soda	20,813,685.60	12
Calcium carbonate	14,747,711.18	8
Dolomite	10,198,933.70	6
Yellow sands	15,289,920.50	8
Total	179,773,043	100

Table 2.: The main categories of waste

Waste	kg	%
Emulsions	120,700	21%
Iron and Steel	119,441	21%
Plastic	81,421	14%
Rainwater	58,400	10%
Others	201,948	35%
Total	581,910	100%

2.3. Transport carriers

The other data entered in the process flow concerns: transport of raw material (sand and soda) on a ship transport packaging, energy carriers used in the production process, finished product, transport of waste to landfills, finished product transport to customer companies, raw material transport. The transport values are the following: ship transport: 1.610 ton/km; road transport: 0.047 tons/km; Packaging transport: 0.001 ton/km; Waste transport value to landfill: 0.00104 ton/km; Finished product transport to the customer companies: 0.00007 ton/km. The waste transported to the landfill are of two types: those deriving from the production process and those extrapolated by the EUROSTAT data in which the data of glass taken to landfill and not recovered has a value equal to 23.1%.

The data related to diesel consumption comes from the meter placed at the service of the supply tank. The data measured by the meter is expressed in liters; the conversion factor defined by ENEA with reference to Legislative Decree 102/2014 and equal to 0.833 kg / liter was used for the conversion into kg.

2.4. The life cycle stage

The main process includes the three main phases, UPSTREAM, CORE and DOWNSTREAM. The CORE input and output flows are the VeMe materials (raw material and primary packaging material) and the hollow finished glass respectively.

UPSTREAM PHASE

The UPSTREAM phase includes the procurement of raw materials and material for the primary packaging, all contributing to making up the material entering the production process inserted in the CORE phase.

CORE PHASE

The CORE phase includes the consumption of energy carriers (electricity, natural gas and diesel) according to the domestic energy mix, the consumption of substances for maintenance and treatments, the transport of the incoming raw material the waste produced for recovery and the waste produced. sent to the landfill.

DOWNSTREAM PHASE

The DOWNSTREAM phase includes the transport of the finished product to the customer companies and the recycling and unloading phase of the glass, following its use, once thrown into the recycling bins or into undifferentiated bins, the percentage used to calculate the value of waste-recycled glass.

3. Results and Discussion

Figure 4 shows the results of the environmental performance splitting the main environmental indicators between PRE phase and POST phase. PRE phase refers to the LCA of the whole current production process; POST phase refers to the scenario with the increasing of 50% of cullet post consumer from regional supply. This means that from 57,536,013,11 kg (as reported in table 1) of cullet current used in the production activity it has gone to 115,072,027,40 equal to 64% of the total of raw materials. The other raw materials have been reduced in proportion with the average composition of the raw material used by the company. From technological point of view this scenario is plausible given that the furnace can be fed with more than 70 % of cullet (personal communication by the plant manager of the VeMe company). This hypothesis is valid considering that are over 84,000 t of post-consumer cullet is available in the Apulia region from the separate collection. This is equal to 21 kg/per person of cullet yearly collected in this region.

For the GWP environmental indicator, the greater weight of the impact is represented almost equally using energy vectors (CORE phase) and by the supply of the raw material calcium carbonate (UPSTREAM phase), followed by the supply of soda always relative to the UPSTREAM phase.

These results can be useful for a pre-revamping analysis to implement some technological innovations. As above underlined, on the basis on our hypothesis (increasing share of cullet to more than 60%), the environmental impacts have been calculated for comparison with the current data.

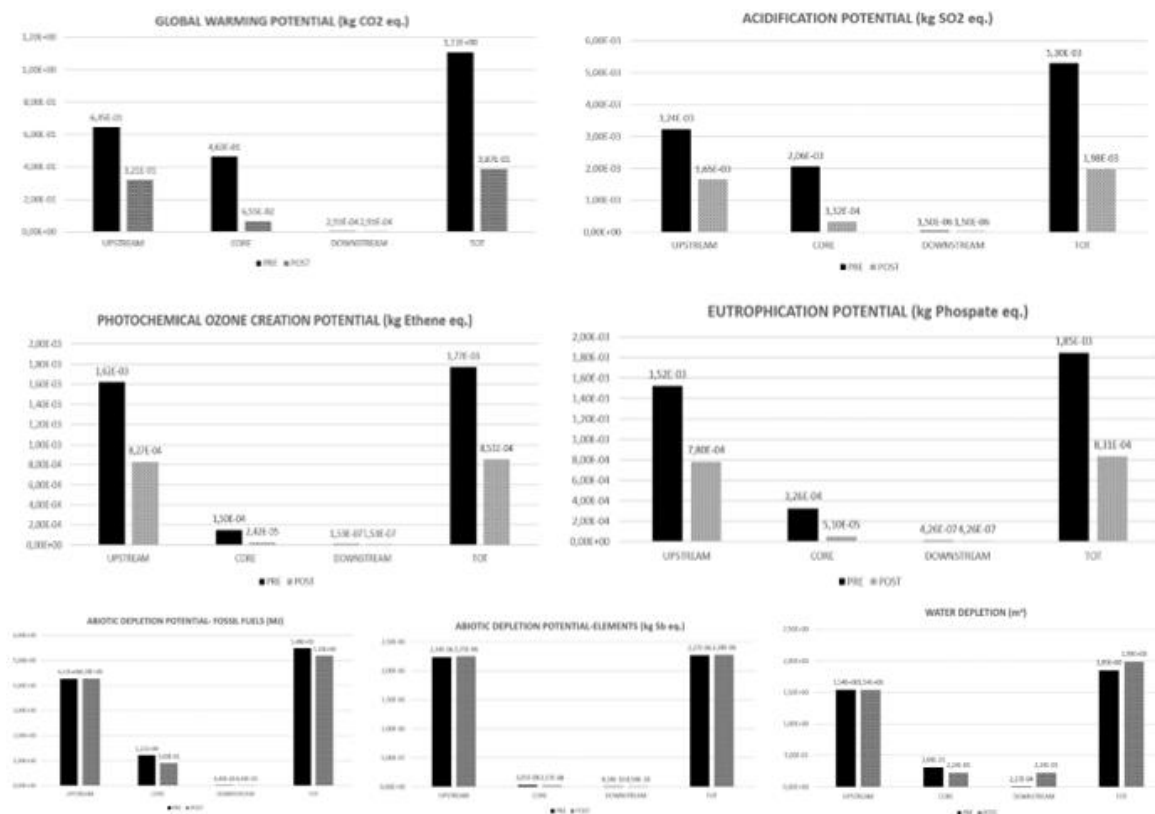


Figure 4: LCA comparison between scenario PRE (current production system) and POST (scenario with the increasing of 50% of cullet post consumer from regional supply)

It emerges a GWP reduction, due to a decrease of raw materials and road transport and to the energy requirements for glass melting (Blengini et al, 2012), above all in the upstream and core phases, as figure 4 shows. The results related to energy savings are in line with other studies, which illustrated that every 10% replacement of the sand mixture, soda and some oxides with glass cullet saves 2.5% of the energy needed for the chemical transformation that takes place in the melting furnace (Gallego-Schmid et. al, 2018; Vellini et al, 2009).

It must be stressed as the improvement of the separated collection rate can useful affect the regional supply of the glass cullet. So, the challenge will be to implement the circular economy cluster at regional or provincial level, where the urban waste become the inputs of the production cycles.

4. Conclusions

The carried-out analyses show that the use of glass cullet instead of raw materials enhances the main environmental performance indicators, above all if cullet is recovered in the regional territory. Furthermore, the reduced use of soda (sodium carbonate), calcium carbonate and dolomite (calcium carbonate and magnesium) thanks to the proportional increasing of the cullets materials saves the amount of “indirect” energy required for preparation of the vitrifiable mixture. Other important aspect is related to reduction of the transport of raw material (sand and soda) by the ship. The advantage of the cullet from regional supply reduces dramatically the ratio tons/km with important benefits on the environment. The main disadvantage of cullet procurement is the associated with the quality of the product. It is important to select cullet without contamination avoiding glass from solar panels or flat glass because if not removed could affect negatively the batch stream.

Aknowledgement

A special thanks to Dr. Leonardo Spinelli (plant manager) and Dr. Vito Nicola Tatone (EHS Coordinator & Energy Team Leader) who greatly assisted the research study.

5. References

- Assovetro, 2018. *Dati di settore*, <http://www.assovetro.it/dati-di-settore/>, accessed 12 Mar 2019
- Auer J, Bey N, Chafer JM, 2017. Combined Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing in the Eco-Care-Matrix: A case study on the performance of a modernized manufacturing system for glass container. *Journal of Cleaner Production*. 141, 99-109.
- Avery, G, Bhaduri, S, Nordmeyer, J, 2017. Life cycle analysis of Glass Containers prepared by Owens – Illinois, US.
- Blengini, GA, Busto, M, Fantoni, M, Fino D, 2012. Eco-efficient waste glass recycling: Integrated waste management and green product development through LCA. *Waste Management*. 32, 1000–1008.
- FEVE, 2015. Eu Container Glass Production Growth Shows Industry Resilience, <<https://feve.org/wp-content/uploads/2016/04/EU-container-glass-production-growth-shows-industry-resilience.pdf>>, accessed 10 Mar 2019
- ISO 14040, 2006. Environmental management e Life cycle assessment. Principles and framework-Requirements and Guidelines.
- ISO 14044, 2018. Environmental management e Life cycle assessment. Requirements and Guidelines.
- Fondazione per lo sviluppo sostenibile, Unione Nazionale Imprese Recupero, 2017. L'Italia del Riciclo 2017, <https://www.fondazionesvilupposostenibile.org/wpcontent/uploads/dlm/uploads/2017/12/Rapporto_Italia_del_riciclo_2017.pdf>, accessed 12 Mar 2019
- Gallego-Schmid, A, Mendoza, JMF, Azapagic, A, 2018. Improving the environmental sustainability of reusable food containers in Europe. *Science of the Total Environment*. 628–629: 979–989.

- Grisan, 2018. Gli imballaggi nell'economia circolare, http://www.conai.org/wpcontent/uploads/dlm_uploads/2018/11/CONAI_Report_Sostenibilit%C3%A0_2018.pdf, accessed 1 April 2019.
- Environdec (2018). Product Category Rules (PCR), PCR Basic Module CPC 37 Glass and glass products and other non-metallic products n.e.v 3.0, Version 3.0
- Vellini, M, Savioli, M, 2009. Energy and environmental analysis of glass container production and recycling. *Energy*. 34, 2137–2143.
- Vinci, G, D'Ascenzo, F, Esposito, E, Musarra M, 2019. A sustainable innovation in the Italian glass production: LCA and Eco-Care Matrix evaluation. *Journal of Cleaner Production* DOI:10.1016/j.jclepro.2019.03.124 (accepted manuscript)

Comparison of Carbon Footprint of the Italian LCA Network Conferences 2017-18: lesson learnt to mitigate and compensate emissions for the future

Giovanni Mondello¹, Elena Neri^{2,3}, Roberta Salomone¹, Nicoletta Patrizi²

¹Department of Economics, University of Messina, Piazza Pugliatti 1, 98122 Messina

²DEEPS, Ecodynamics group, University of Siena

³LABORIOSO, University of Siena

Email: giovanni.mondello@unime.it

Abstract

The carbon emissions of the Italian LCA Network congress were monitored for the first time in 2017, in Siena, to highlight environmental impacts generated by the conference, underscore main hotspots, valorize best practices implemented and propose new ones to be implemented. For the second year, the experiment was replicated for the conference held in Messina to compare results and test if the model could be suitable for every future event. Outcomes highlight similar hotspots that cannot be easily managed by the organizing committees, but mainly depends by participant choices. In order to face these impacts, the proposal concerns the activation of offsetting systems to compensate emissions, while promoting project aimed at social engagement.

1. Introduzione

The interest in environmental impact information/communication of events is increasing during last years, as stated by Scrucca et al. (2016), with an advance in demand of “greener events”. The scientific literature on this issue is mainly focused on tourism and sport events (e.g. Shani and Arad, 2014; Puig et al., 2017; Collins et al., 2009) and concerts (BFF, 2007; Connolly et al., 2016). Concerning scientific congresses, Spinellis and Luoridas (2013) calculated the average emissions due to presentations in international congresses, in the period 2010-2013, while Desiere et al. (2016) performed the CF of 14th European Association of Agro-Economists Congress. Finally, Toniolo et al., (2017) purposed a literature review of main sustainability assessment of events, highlighting the importance of the Life Cycle Assessment (LCA) framework to assess the potential environmental impacts.

The Italian LCA Network, besides other activities, organizes an annual national congress, to share latest research, experiences and knowledge in the LCA field. Being the LCA method one of most important and used framework to evaluate environmental implications associated to products/services/activities, in 2017 a monitoring process started to highlight environmental impacts generated by the organization/attendance at the annual congress, held in Siena (Neri et al., 2017). The aim of the first study was to underscore main hotspots, valorize best practices implemented and propose new ones to be implemented, drafting a monitoring model and emphasizing the awareness of participants/organizers that daily work on environmental issues. Last year (i.e. 2018) the congress has been held in Messina and the experiment has been replicated, to confirm if the calculation model could work for all future events and if the identified hotspots and best practices would be the same of Siena. A comparison between the Carbon Footprint (CF) of the two last congresses has been performed to improve the monitoring approach and to suggest mitigation/compensation solutions.

2. Material and methods

The LCA method has been applied in order to assess the Carbon Footprint (CF) of the Italian LCA Network Conference 2018 (11th and 12th June 2018). Then, the results obtained are compared to the first CF calculation for the LCA Network Conference, held at the University of Siena (Siena, Italy) in 2017, by updating the results of the ex-ante analysis provided by Neri et al. (2017).

The scope is to highlight the main hotspots related to all activities involved in the conferences as well as providing best practices to allow the reduction of greenhouse gas (GHG) emissions among future Italian LCA Network Conferences.

The LCA is a standardised method (ISO, 2006a; ISO, 2006b) that allows assessing 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).

The functional unit selected for carrying out the study is “*one participant to the Italian LCA Network Conference 2018*” while the reference flow is related to the whole number of participants who attended the conference (89 participants). The system boundaries refer to all activities involved in the conferences:

- transport activities (with round trip) of the participants (by flight, train, bus, car or ship);
- amount of food, beverages and dishes consumed during the conference’ coffee breaks, lunches and gala dinner, and their transportation from the place of origin (one-way trip);
- overnight stay of participants;
- all activities related to the conference venue (e.g. electricity consumption due to the use of computers and projectors, coffee machine and water dispensers, as well as the water and paper consumption in the toilets, etc.);
- materials used for the conference (badges, paper for programmes, conference bags, roll-up, gadgets, etc.)

Due to the lack of specific data and information, some assumptions have been selected for carrying out the study. In particular, according to Neri et al. (2017), the water and paper consumption was assumed by considering the use of the toilets 3 times per day per participant. In addition, two overnight stays were assumed for all participants who attended the whole two-days conference.

The inventory analysis was carried out by using both foreground and background data (Table 1). Primary data were obtained by questionnaires and direct interviews and refer to the type of transport used by the participants to reach the conference venue, the amount and place of origin of food and beverages used during four coffee breaks, two lunches and one gala dinner, as well as the conference materials. Background data were obtained by using the international scientific literature and international database. The secondary data allowed to include the inventory data related to the transport activities, raw material extraction and energy production (e.g. Ecoinvent 3), and calculating the CF related to each input included in the inventory (e.g. Mondello et al., 2017; Puig et al., 2017; Neri et al., 2016; Salomone et al., 2012).

CFs of considered inputs partly derives from literature (e.g. wine, water, pasta, meat), partly (e.g. transport, material production processes, electricity) has been carried out by using unit processes by databases (e.g. Ecoinvent 3.4) included in the SimaPro 9 software (PRé Consultants, 2019) and adopting the characterisation factors related to the IPCC method – single issue (IPCC, 2013). The total CF has been performed by adding CFs of all included inputs.

Table 1: Main input related to the the Italian LCA Network Conference Messina 2018

Category	Input	Amount (related to 89 participants)	Unit
Food	Vegetable	143	kg
	Fruit	19.2	kg
	Meat	26.4	kg
	Fish	13.7	kg
	Pasta*	17.8	kg
	Rise*	8.4	kg
	Bread*	6.5	kg
	Milk	17.4	L
	Cheese*	31.3	kg
	Other dairy prod.*	10.5	kg
	Olive oil	22	L
	Sugar	12.2	kg
	Eggs	78	pieces
	Coffee	200	pieces
	Other ingredients*	9.2	kg
Beverage	Water	285	L
	Red and white Wine	103.7	L
	Prosecco	20.5	L
	Fruit Juices	46.2	L
	Other beverages	68.5	L
Dishes	PLA dishes	16.2	kg
Transport distances	Food (Truck)	27,949.2	km
	Food (Ship)	1,052	km
	Beverage (Truck)	7,231.1	km
	Beverage (Ship)	97	km
	Participants (Flight)	142,592	km
	Participants (Train)	4,780	km
	Participants (Bus)	11,720	km
	Participants (Car)	13,952	km
	Participants (Ship)	132	km
Stay	Overnight stay	178	nights
University	PC and projector	4.6	kWh
	Water (toilet)	4,272	L
	Paper (toilet)	2.1	kg
	Coffee machine	18	kWh
	Refrigerated water dipenser	4.5	kWh
	Badge (paper)	0.2	kg

Category	Input	Amount (related to 89 participants)	Unit
Conference materials	Programme (paper)	4.5	kg
	Roll-up (PVC)	4.3	kg
	Block-notes (Paper)	11.1	kg
	Conference bags	6.2	kg
	Gadgets (dried fruit)	31.02	kg
	Bottle of water 0.5 L	89	pieces

*Average amount

3. Results and discussion

Figure 1 shows the results connected to the CF per participant of the 12th Italian LCA Network Conference (i.e. Messina 2018). The average contribution of each participant in terms of GHG emissions is about 307.8 kg CO₂ equivalent (eq), resulting in a total CF related to the whole Italian LCA Network Conference 2018 of 27,397.5 kg CO₂ eq (i.e. 89 participants).

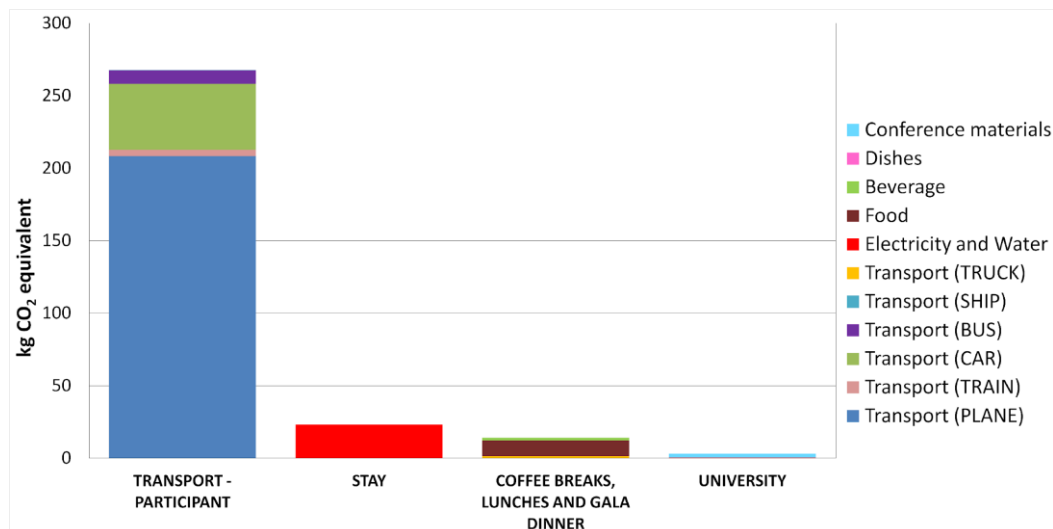


Figure 1: Carbon Footprint related to the functional unit of one participant to the Italian LCA Network Conference Messina 2018

As pointed out in Figure 1, the highest contribution to the total CF is due to the transport of the participant to reach the congress venue (i.e. about 86.9%, corresponding to 267.4 kg CO₂ eq). An in-depth analysis underscores that the flight transportation causes the 67.7% of impacts, followed by the use of private car (14.8%). In contrast, the transport by bus, train and ship cause lower potential impacts, respectively 3.1%, 1.4% and < 0.01% to the total CF. The higher impacts connected to the use of airplane may be justified by the fact that the conference venue was located in the South of Italy, difficult to be reached by others means of transport.

Regarding the impacts connected to the accommodation, results highlight that the CF related to one participant is 23.2 kg CO₂ eq, causing a contribution to the overall impacts for about 7.5%. In this context, it is important to underscore that all input and related GHG emissions connected to the overnight stay were obtained through the scientific literature (Puig et al., 2017), without considering the variability in the impacts associated to the type of accommodation selected by the participants (e.g. hotels, b&b, etc.).

Concerning coffee breaks, lunches and gala dinner provided during the two-days conference, results highlight that these activities cause 14.1 kg CO₂ eq per participant (3.5% to the total CF), principally due to the food production, while the lowest impacts are connected to the food and beverage transportation (0.4% to the total CF). In this context, the choice of the Organising Committee in promoting the utilisation of local food and beverages (67.8% from Sicily) allowed a reduction of transport distances. Figure 1 also highlight that the “university” category, that includes electricity and water consumption at the conference venue and conference materials (badge, programme, gadget, etc.), causes the lowest contribution to the whole impacts (3.1 kg CO₂ eq per participant, that corresponds to 1% of the total CF).

The second goal of the study here presented was to compare the CF of the 12th Italian LCA Network Conference organised in Messina with the results related to the CF of the 11th Italian LCA Network Conference held in Siena, in 2017. In this context, results proposed by Neri et al. (2017), in which an estimation ex-ante of the conference’s CF was provided, were updated by using the primary data collected during the conference in Siena, attended by 85 participants. This allowed underscoring that the whole CF related to the conference organised in 2017 was 11,948.95 kg CO₂ eq, resulting in 140.6 kg CO₂ eq per participant. Table 2 shows the comparative analysis.

Table 2: Comparison of the CF results between the Italian LCA Network Conferences organised in Messina (2018) and Siena (2017)

	CF Messina* (kg CO ₂ eq)	CF Siena* (kg CO ₂ eq)	Percent variance
Transport - Participant	267.4	103.7	↑157.9%
Stay	23.2	19.2	↑20.8%
Coffee breaks, lunches and gala dinner	14.1	15.8	↓10.5%
University	3.1	1.9	↑63%
Total	307.9	140.6	↑119%

*Results related to one participant

The results underscore that considering the whole CF of both conferences, impact connected to the event organised in Messina (307.9 kg CO₂ eq per participant) is more than double, if compared to the event in Siena (140.6 kg CO₂ eq per participant).

This is mainly due to the higher CF of the participant transportation to reach the venue, showing an increment of 157.9% in terms of percent variance. In this context, the questionnaires provided to the attendees, during the conference in Siena, allow underscoring that the use of private cars was preferred to that public transports. The conference held in Messina in 2018, also caused higher impacts in the category of accommodation and university. Regarding the first one, it is important to point out that the data related to the number of overnight stays in Messina were obtained by assumptions (i.e. two days) while the information connected to the event in Siena derived from primary data. In addition, regarding the university category, the higher impacts caused by the conference organised in 2018 were mainly due to the gadget and the related production process. Each gadget provided to the participant was represented by 3 packages (100 g per package) containing pistachio, hazelnut and almond. In contrast, the food and beverages used during the conference in Messina caused lower impacts (showing a reduction of 10.5% in terms of percent variance) than the event in Siena.

This was mainly due to the different food composition between the two conferences. Indeed, the catering services in Siena were mainly focused on meat utilisation instead of the conference organised in Messina, in which fish was the main type food adopted during lunches and gala dinner.

Considering the Organizing Committees point of view, it is possible to compare the CF of the conferences by highlighting three different type of activities:

- uncontrolled – including all the activities directly related to participant choices, that are not under the control of the Organizing Committee (e.g. transport, water consumption, etc.)
- partially controlled – including all the activities that are related to the participants but that can be indirectly controlled by the Organising Committee (e.g. proposing accommodation solutions the are more “environmental-friendly”)
- controlled – including all the activities that are directly managed by the Organizing Committee (e.g. catering services, conference materials, computers, projectors, etc.)

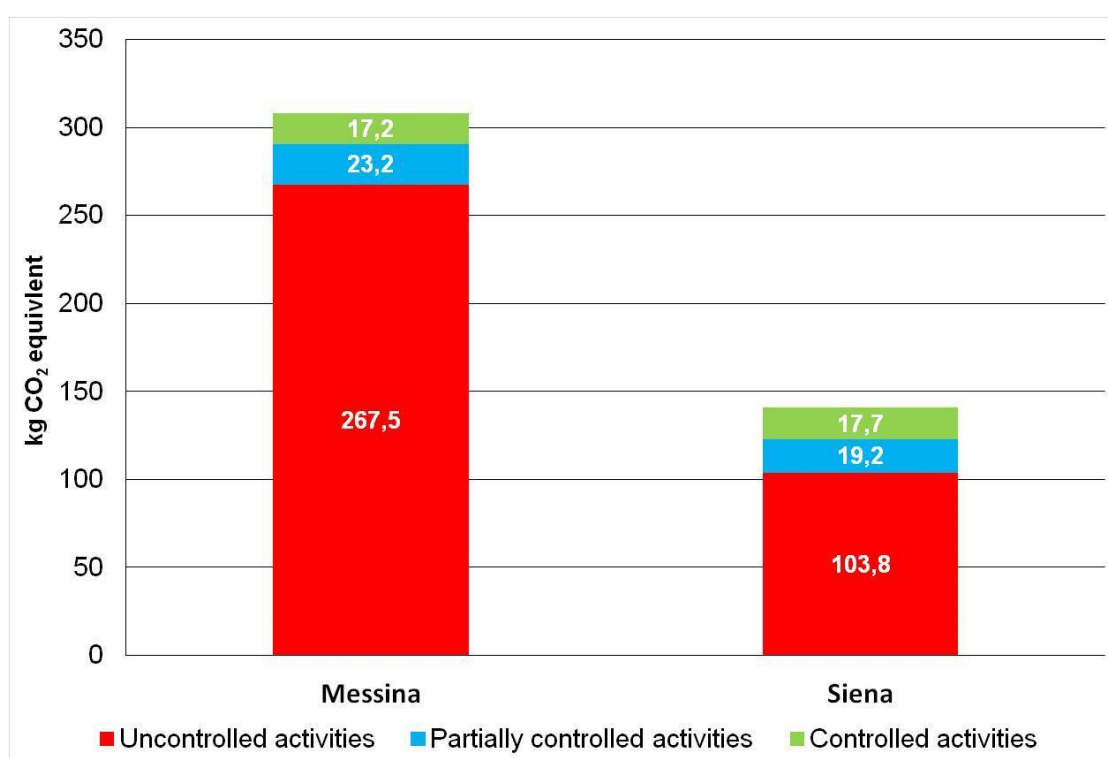


Figure 2: Comparative results between the conferences in Messina 2018 and Siena 2017 considering uncontrolled, partially controlled and controlled activities by the Organizing Committees (results related to one participant to the conference)

As shown in Figure 2, the CF related to the controlled activities allow underscoring that both the conferences in Messina and Siena caused a similar contribution to the impacts, respectively, 17.2 kg CO₂ eq per participant and 17.7 kg CO₂ eq per participant. Results also highlight that efforts made by both the Organizing Committees to reduce impact for activities under their control by implementing best practices has been rewarded by lower CF. Regarding the partially controlled and, in particular, the uncontrolled activities, which cause the highest contribution to the CF, best practices should be proposed.

The first step could concern the development of a kind of “vademecum for best practices” to be distributed to all participants at the beginning of each congress, that includes suggestions on how to avoid emissions in each venue. Obviously, it could be supported by an in-continuous CF monitoring of events.

Whilst all suggested best practices would be implemented and the organization of congresses would be optimized, a certain amount of residual emissions would unavoidably occur. Therefore, it could be necessary to introduce other actions that would indirectly allow the reduction of the impacts.

In this context, different mitigation strategies have been investigated, but the CO₂ offsetting by planting trees seems to be the most practicable option, in terms of reliability, costs and communication effectiveness. On-line systems already exist, that allow choosing the type of tree, or forest and the location or the quantity of CO₂ tons to be offset with an annual subscription and monitoring their growing/lifecycle (Treedom, 2019a,b). Furthermore, some systems are directly linked to projects aimed at social engagement (e.g. fruit trees to help farmers in third Countries; Treedom, 2019c). For example, an avocado tree, useful for local farmers in Kenya, could totally compensate emissions for 2 participants at the congress (Treedom, 2019d) or about 3 yearly subscriptions (i.e. offset of 12 CO₂ tons each) could compensate total emissions of the congress (i.e. considering CF of Messina 2018). In economic terms, each registration fee to the congress added of 5 euros with a small remaining contribution from the Association would cover total costs for this action.

4. Conclusions

In this study, the LCA method has been applied, on the one hand to evaluate the CF related to the 12th Italian LCA Network Conference organised at the University of Messina, in 2018, on the other to compare these results with the CF of the 11th Italian LCA Network Conference organised at the University of Siena in 2017. The main outcomes underscore that the event organised in Messina caused a CF more than double then the conference in Siena, mainly due to the transport and, in particular, the higher number of participants who used the transportation by plane. In contrast, lower impacts related to the catering service were highlighted in the conference Messina instead of the one in Siena. Considering the conference activities and the Organizing Committees point of view, the CF results showed that more efforts should be directed in reducing impacts in which the participant are directly and indirectly involved. The proposed future steps concern: 1) a continuous monitoring of congress CF; 2) the development of a “vademecum for best practices” to avoid emissions for “uncontrolled” and “partially controlled” activities in each venue; 3) activating offsetting systems to compensate emissions, promoting project aimed at social engagement.

5. References

- 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.
- 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.
- Ecoinvent, 2013. The Ecoinvent® v3 database. The Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf (CH).
- Guinee, JB, 2002. Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. *Int. J. Life Cycle Assess.* 7(5), 311-313.
- Hospido A., Milà 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, 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.
- Mondello, G., Salomone, R., Neri, E., Patrizi, N., Bastianoni, S., & Lanuzza, F. (2018). Environmental hot-spots and improvement scenarios for Tuscan "Pecorino" cheese using Life Cycle Assessment. *J. Clean. Prod.*, 195, 810-820.
- Neri, E, Patrizi, N, Marchettini, N, Bastianoni, S, 2017. Stima ex-ante della Carbon Footprint del Convegno annuale della Rete Italiana LCA 2017: una proposta per il futuro. 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.
- Neri, E., Grippo, V., Marchi, M., Ferrini, S., Pulselli F.M., 2016. Valorizzazione ambientale e socio-economica del Caciocavallo Podolico Lucano. Atti del X Convegno della Rete Italiana LCA – "Life Cycle Thinking, sostenibilità ed economia circolare" Ravenna, 23-24 giugno 2016.
- PRé Consultants, 2019. SimaPro 9. www.pre.nl/simapro/default. Accessed March 2019
- 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.Total Environ.* 595, 244-254.
- Salomone, R. and Ioppolo, G., 2012. Environmental impacts of olive oil production: a Life Cycle Assessment case study in the province of Messina (Sicily). *J. Clean. Prod.*, 28, 88-100.
- Scrucca F., Severi C., Galvan, 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., and Arad, B., 2014. Climate change and tourism: Time for environmental skepticism. *Tourism Manage.*, 44, 82-85.
- Spinellis, D., and Louridas, P., 2013. The carbon footprint of conference papers. *PloS one*, 8(6), e66508.
- 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.
- Treedom, 2019a. https://www.treedom.net/en/plant-a-tree/tutti-frutti-pack_1111. Accessed March 2019.
- Treedom, 2019b. <https://www.treedom.net/it/plant-a-tree>. Accessed March 2019
- Treedom, 2019c. <https://www.treedom.net/en/projects/kenya>. Accessed March 2019
- Treedom, 2019d. https://www.treedom.net/en/projects/kenya/tree/avocado-tree_484. Accessed March 2019.

PREMIAZIONE CONCORSO GIOVANI RICERCATORI LCA

La Life Cycle Assessment applicata alla valutazione della sostenibilità ambientale del riuso delle batterie da trazione

Maria Anna Cusenza¹, Maurizio Cellura¹

¹Dipartimento d'Ingegneria, Università degli Studi di Palermo

Email: mariaanna.cusenza@unipa.it

Abstract

In un'ottica di economia circolare, le batterie da trazione rimosse dalle auto elettriche possiedono una capacità residua sufficiente per essere riutilizzate in applicazioni stazionarie di seconda vita in edifici residenziali dotati di tecnologie per la produzione di energia elettrica da fonti rinnovabili, allo scopo di aumentare l'autoconsumo degli edifici e ridurre lo stress sulla rete elettrica. In questo contesto, lo studio propone un approccio metodologico che combina la modellizzazione energetica del sistema che fornisce l'energia elettrica richiesta in una specifica applicazione, l'analisi di load – match e la Life Cycle Assessment, da impiegare per identificare la configurazione delle batterie che consente di incrementare l'autoconsumo minimizzando gli impatti energetico – ambientali di ciclo di vita del sistema che fornisce l'energia elettrica.

1. Introduzione

La valutazione della sostenibilità ambientale delle strategie di economia circolare richiede un approccio multicriteriale basato sul Life Cycle Thinking che analizzi tutti gli aspetti del sistema in esame e tutti i settori economici coinvolti.

Due settori tra i quali si potrebbe implementare una strategia di economia circolare sono il settore residenziale e quello dei trasporti. Nel settore residenziale, la penetrazione della generazione distribuita da fonti energetiche rinnovabili, variabili nel tempo, pone due principali questioni da risolvere: il disallineamento temporale tra la generazione locale e la domanda di energia elettrica dell'edificio (load – match) e la stabilità della rete elettrica. Una possibile soluzione è rappresentata dall'utilizzo di sistemi di accumulo (batterie). Nel settore dei trasporti, le auto elettriche hanno raggiunto a livello globale tre milioni di unità nel 2017 (IEA, 2017). Nel medio periodo si porrà dunque il problema della corretta gestione di un numero elevato di batterie da trazione giunte a fine vita. Nelle auto elettriche, le batterie da trazione sono sostituite quando la capacità si riduce del 20% rispetto a quella nominale poiché le prestazioni residue non sono più sufficienti. Tuttavia, in accordo a recenti studi di letteratura, esse possono essere utilizzate in applicazioni stazionarie che richiedono prestazioni inferiori, in termini di frequenza dei cicli di carica/scarica. Pertanto, in un'ottica di economia circolare le batterie per auto elettriche usate (B_U) possono essere riutilizzate in applicazioni stazionarie di seconda vita e rappresentare una possibile risposta alla domanda di batterie del settore residenziale.

In questo contesto, il presente lavoro propone un approccio metodologico basato sul Life Cycle Thinking che attraverso la combinazione della modellizzazione energetica, dell'analisi del load – match e della Life Cycle Assessment (LCA) (ISO, 2006a, 2006b) consente di determinare la migliore configurazione di un sistema di accumulo residenziale accoppiato con una tecnologia per la produzione di energia elettrica da fonte rinnovabile, in termini di incremento dell'autoconsumo dell'energia prodotta localmente e di impatti ambientali di ciclo di vita.

2. Stato dell'arte

L'analisi dello stato dell'arte ha evidenziato che gli studi sulla sostenibilità ambientale del riuso delle batterie da trazione in applicazioni stazionarie di seconda vita sono ancora limitati

e caratterizzati da assunzioni metodologiche diverse (Bobba et al., 2018). Inoltre, pochi studi effettuano una modellizzazione energetica dettagliata della fase d'uso della batteria nell'applicazione stazionaria di seconda vita impiegando dati monitorati (Bobba et al., 2018).

La sostenibilità ambientale del riuso delle batterie da trazione in sostituzione di batterie nuove è in genere valutata limitando i confini dell'analisi al settore residenziale (Bobba et al., 2018; Cusenza et al., 2019b; Richa et al., 2015). Tra gli studi esaminati, solo Ahmadi et al. (2017) espandono i confini dell'analisi confrontando le auto elettriche con i veicoli convenzionali nel settore del trasporto e lo scenario di riuso delle batterie con uno scenario senza batteria nel settore residenziale.

3. Sistema in esame

Il sistema esaminato è rappresentato da un impianto fotovoltaico (PV), da un sistema di accumulo realizzato con batterie da trazione per auto elettriche usate (SAB_U) e dalla rete elettrica (PV - SAB_U – rete elettrica). La funzione del sistema in esame è fornire l'energia elettrica ad un edificio reale ad uso residenziale dotato di un impianto PV da 20 kW_p (Cellura et al., 2015). La batteria da trazione oggetto di analisi è stata rimossa da un'auto elettrica ibrida plug-in dopo aver garantito la percorrenza di 140.000 km. Si tratta di una batteria agli ioni di Litio con una capacità nominale di 11,4 kWh (Cusenza et al., 2019a). Dopo l'applicazione nell'auto elettrica, la capacità residua di tale batteria è pari all'81,31% della capacità nominale (Bobba et al., 2018).

4. Metodo

L'approccio metodologico proposto si sviluppa nelle fasi illustrate in Figura 1.

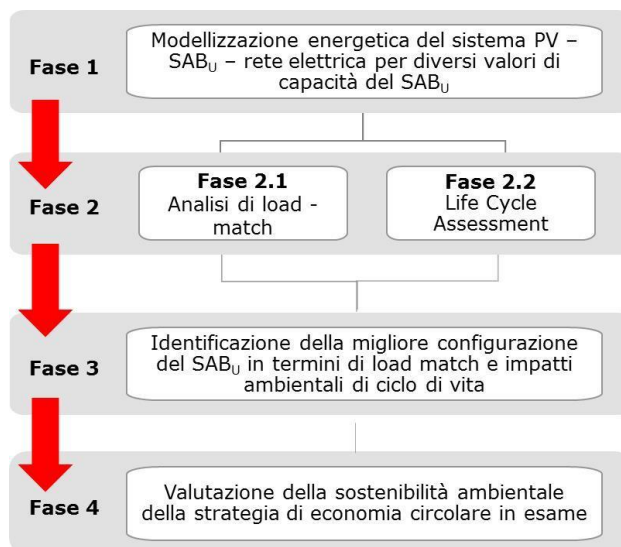


Figura 1: Schematizzazione dell'approccio metodologico proposto

I principali step metodologici e le assunzioni fatte sono descritti in dettaglio nel seguito.

Fase 1: Modellizzazione energetica del sistema PV – SAB_U – rete elettrica

La prima fase dell'approccio metodologico proposto è focalizzata sull'analisi energetica del sistema in esame finalizzata ad identificare i flussi energetici orari scambiati tra il sistema PV - SAB_U – rete elettrica e l'edificio. Il modello è basato su dati monitorati relativi all'energia elettrica generata dall'impianto PV e consumata dall'edificio. La modellizzazione energetica del sistema sviluppata in accordo a Ciocia et al. (2017) è stata effettuata considerando dieci configurazioni in cui si è ipotizzato di installare una capacità di accumulo delle batterie (B_C) crescente dal valore di 9,3 kWh (impiego di una B_U) al valore di 93 kWh (impiego di dieci B_U).

La fase operativa del SAB_U è stata simulata attraverso un modello che tiene conto della degradazione della capacità e dell'efficienza delle batterie. Le prestazioni del SAB_U sono descritte, per ogni time step, dallo Stato di Carica (SoC) calcolato con l'Equazione 1:

$$SoC(t) = SoC(t-1) \pm \frac{El_{c/s}(t-1) \text{ (kWh)}}{B_c(t) \text{ (kWh)}} \quad (1)$$

dove $El_{s/c}$ è l'energia elettrica di carica/scarica del SAB_U.

La vita utile di una batteria è pari a circa venti anni (Ahmadi et al., 2017). Pertanto, ipotizzando che essa sia utilizzata nell'auto elettrica (prima vita) per un periodo di otto anni, si è assunto che l'utilizzo della batteria nell'applicazione stazionaria di seconda vita sia pari a dodici anni. Inoltre, in questo lasso di tempo è stata considerata la sostituzione del SAB_U al raggiungimento del 60% della sua capacità nominale (Lacey et al., 2013).

Fase 2: Analisi di load – match e Life Cycle Assessment

Nella Fase 2, i flussi energetici calcolati nella Fase 1, sono utilizzati per effettuare l'analisi del load – match e per la valutazione degli impatti energetico – ambientali del sistema analizzato.

Fase 2.1: Analisi di load – match

L'analisi di load – match fornisce, per ogni time step, la percentuale della domanda di energia elettrica dell'edificio soddisfatta utilizzando l'energia generata dall'impianto PV. L'analisi è stata effettuata calcolando l'indicatore di load – match, γ_{load} , (Equazione 2) (Salom et al., 2014):

$$\gamma_{load} = \frac{\int_{t_1}^{t_2} \min[g(t) - S(t) - \xi(t), l(t)] dt}{\int_{t_1}^{t_2} l(t) dt} \quad (2)$$

dove: $g(t)$: è la potenza generata dell'impianto PV (kW); $S(t)$: è il bilancio del sistema di accumulo (potenza in carica – potenza in scarica) (kW); $\xi(t)$: sono le perdite energetiche del sistema PV – SAB_U – rete elettrica (kW); $l(t)$: è il carico dell'edificio (kW); e t_1 e t_2 , sono, rispettivamente, l'istante iniziale e finale del periodo considerato.

Fase 2.2: Life Cycle Assessment

L'analisi energetico – ambientale del sistema è stata effettuata tramite la metodologia LCA. L'unità funzionale scelta è l'energia elettrica richiesta dall'edificio in dodici anni (25.000 kWh/anno). Gli impatti associati ad ogni componente del sistema di prodotto sono stati valutati con un approccio “from cradle to grave”. Con riferimento all'analisi di inventario, le fasi di produzione e di riciclo delle batterie sono state modellizzate in accordo a Cusenza et al. (2019a). Nella fase operativa, i flussi energetici sono stati ottenuti dalla modellizzazione energetica del sistema effettuata nella Fase 1. La fase di preparazione per il riuso è stata modellizzata in accordo a Bobba et al. (2018). I dati relativi agli eco-profilati dell'elettricità prodotta dal sistema PV e prelevata dalla rete elettrica e dei materiali sono stati tratti dal database Ecoinvent 3 (Wernet et al., 2016). La valutazione degli impatti energetico – ambientali è stata effettuata in accordo alle categorie di impatto ambientale e ai metodi raccomandati dalla Product Environmental Footprint (European Commission, 2013). In particolare sono stati stimati i seguenti indicatori d'impatto: potenziale di riscaldamento globale – GWP (kgCO_{2eq}), depauperamento dello strato di ozono – ODP (kgCFC-11_{eq}), tossicità umana, effetti cancerogeni – HT_{ce} (CTUh), tossicità umana, effetti non cancerogeni – HT_{ncc} (CTUh), formazione di particolato – PM (kg PM_{2.5eq}), radiazione ionizzante effetti sulla salute umana – IR-hh (kBqU²³⁵_{eq}), formazione di ozono fotochimico – POFP (kgNMVOC_{eq}), eutrofizzazione marina – EU_M (kgN_{eq}), eutrofizzazione terrestre – EU_T

(kgP_{eq}), eutrofizzazione in acqua dolce – EU_F (kgP_{eq}), ecotossicità in acqua dolce – E_{FW} (CTUe), potenziale di depauperamento delle risorse abiotiche – ADP (kgSb_{eq}). Sono state escluse dall'analisi le categorie d'impatto uso del suolo e depauperamento della risorsa idrica per via dell'incertezza connessa alla loro valutazione (Latunussa et al., 2016). La stima del consumo di energia primaria è stata effettuata tramite il metodo Cumulative Energy Demand (CED) (Frischknecht et al., 2007).

Fase 3: Identificazione della migliore soluzione progettuale in termini di load – match e sostenibilità ambientale

Allo scopo di identificare la migliore soluzione progettuale, è stata effettuata l'analisi combinata degli indicatori di load – match ed energetico – ambientali, ottenuti considerando l'installazione di una capacità crescente del SAB_U .

Fase 4: Valutazione della sostenibilità ambientale della strategia di economia circolare proposta

La sostenibilità ambientale connessa al riutilizzo delle batterie per auto elettriche in applicazioni stazionarie (scenario di riuso) è stata valutata confrontando gli impatti energetico – ambientali connessi a tale scenario con quelli di una configurazione in grado di fornire la stessa funzione tramite l'utilizzo di batterie nuove (scenario corrente). Allo scopo di valutare gli effettivi benefici ambientali connessi all'estensione della vita delle batterie si è tenuto in considerazione il fatto che le batterie, relative allo scenario di riuso, hanno svolto due funzioni durante la vita utile (una nell'auto elettrica e una nell'edificio). Pertanto, l'analisi energetico – ambientale ha riguardato un sistema espanso che ha incluso la funzione svolta dalle batterie sia nel settore dei trasporti che in quello residenziale.

5. Risultati

I risultati dell'analisi di load – match e della LCA sono illustrati in Figura 2.

La modellizzazione energetica del sistema in esame ha evidenziato che l'installazione di una capacità di accumulo crescente consente di incrementare il consumo dell'elettricità prodotta localmente. Tuttavia, raggiunta una capacità di 46,5 kWh, corrispondente all'impiego di cinque B_U (configurazione 5 – C5), qualsiasi miglioramento delle performance del sistema può essere considerata trascurabile e tale da non giustificare l'installazione di una capacità più elevata. Questo risultato è confermato dall'analisi di load – match dalla quale è emerso che il γ_{load} corrispondente alla C6 aumenta di solo il 3% rispetto alla C5.

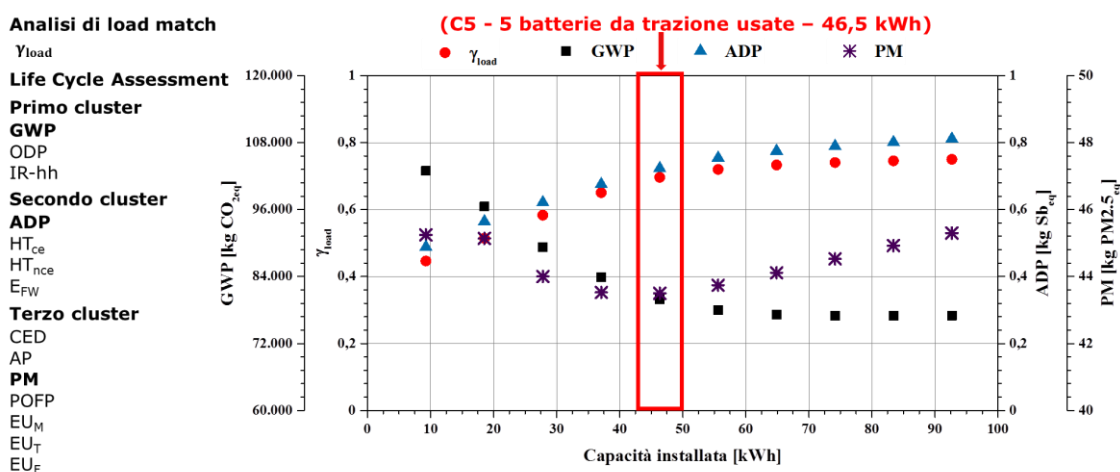


Figura 2: Andamento del γ_{load} e degli impatti energetico-ambientali all'aumentare della capacità installata

Con riferimento ai risultati della LCA è emerso che le categorie di impatto energetico – ambientale investigate possono essere raggruppate in tre cluster sulla base del loro andamento all'aumentare della capacità di accumulo installata. Pertanto, per semplificare la trattazione, l'analisi dei risultati è stata eseguita considerando una categoria di impatto rappresentativa per ognuno di essi. In dettaglio, all'aumentare della capacità installata:

- il cluster 1, rappresentato dal GWP, mostra un andamento decrescente dovuto alla riduzione del prelievo di energia elettrica dalla rete;
- il cluster 2, rappresentato dall'ADP, presenta un valore crescente a causa dell'incremento del consumo di elettricità da PV che ha un'elevata incidenza in termini di consumo di risorse e tossicità;
- il cluster 3, rappresentato dalla PM, presenta un trend misto, decrescente fino alla C5 e crescente dalla C6 poiché, superata la capacità di 46,5 kWh, gli impatti connessi all'aumento del consumo di elettricità da PV controbilanciano i benefici connessi alla riduzione del consumo di elettricità dalla rete.

Pertanto, dall'analisi combinata di load – match e LCA è risultato che la migliore configurazione, per la specifica applicazione, è rappresentata dall'installazione di una capacità di 46,5 kWh (C5).

La modellizzazione energetica del sistema in cui si utilizzano batterie nuove (scenario corrente) ha mostrato che è sufficiente l'impiego di quattro batterie per ottenere la stessa funzione fornita dalla configurazione C5 dello scenario di riuso (Figura 3). Tuttavia, se si considera nell'analisi anche la funzione svolta dalle batterie nel settore dei trasporti (garantire la percorrenza di 140.000 km in cinque auto elettriche), si osserva che sono necessarie cinque batterie sia nello scenario di riuso che in quello corrente. Pertanto, se si analizzano i due settori, trasporti e residenziale, nello scenario di riuso saranno complessivamente necessarie cinque batterie, mentre nello scenario corrente ne saranno necessarie nove.

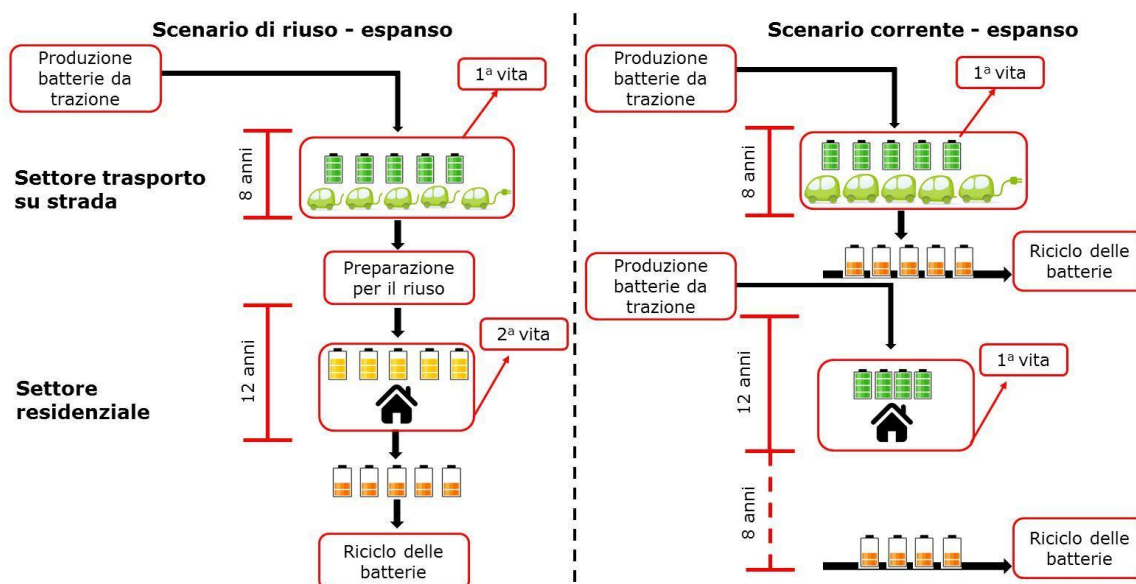


Figura 3: Schematizzazione dello scenario di riuso – espanso e dello scenario corrente espanso

In Tabella 1 sono illustrati i risultati della LCA. Oltre agli impatti energetico – ambientali riferiti al sistema espanso, che include il settore residenziale e dei trasporti, sono stati riportati i risultati ottenuti dall'analisi limitata al solo settore residenziale. Dallo studio è emerso che riutilizzare le batterie da trazione in applicazioni stazionarie di seconda vita comporta benefici energetico – ambientali in tutte le categorie di impatto investigate.

Tabella 1: Life cycle impact assessment – confronto degli scenari di riuso e corrente

Settore economico	Residenziale + Trasporto		Residenziale	
	Riuso–espanso	Corrente-espanso	Riuso*	Corrente
GWP (kg CO _{2eq})	1,35E+05	1,41E+05	7,90E+04	7,86E+04
ODP (kgCFC-11 _{eq})	1,52E-02	1,57E-02	9,23E-03	9,16E-03
IR-hh (kBqU ²³⁵ _{eq})	1,79E+04	1,85E+04	1,03E+04	1,03E+04
ADP (kgSb _{eq})	1,08E+00	1,24E+00	8,12E-01	7,92E-01
HT _{ncc} (CTUh)	4,53E-02	4,98E-02	3,18E-02	3,11E-02
HT _{ce} (CTUh)	7,94E-03	8,54E-03	5,15E-03	4,97E-03
E _{FW} (CTUe)	4,58E+06	4,93E+06	3,17E+06	3,11E+06
CED (MJ _{primary})	3,09E+06	3,16E+06	2,13E+06	2,09E+06
AP (molH ⁺ _{eq})	7,89E+02	8,50E+02	4,72E+02	4,69E+02
PM (kgPM2.5 _{eq})	6,65E+01	7,12E+01	4,27E+01	4,20E+01
POFP (kgNMVOC _{eq})	3,19E+02	3,39E+02	1,95E+02	1,93E+02
EU _M (kgN _{eq})	1,15E+02	1,28E+02	6,86E+01	6,80E+01
EU _T (molN _{eq})	1,01E+03	1,07E+03	6,08E+02	6,03E+02
EU _F (kgP _{eq})	5,23E+01	5,60E+01	3,39E+01	3,33E+01

*Gli impatti della fase di produzione e di riciclo del SAB_U sono stati ripartiti tra le due funzioni sulla base dell'energia erogata dalla batteria nella prima e nella seconda vita.

In dettaglio, nello scenario di riuso – espanso gli impatti si riducono rispetto a quello corrente dal 3,2% (ODP) al 6,5% (IR-hh) nel cluster 1, dal 7% (E_{FW}) al 13% (ADP) nel cluster 2 e dal 2% (CED) al 10% (EU_M) nel cluster 3. Tuttavia, se l'analisi è limitata al solo settore residenziale gli scenari di riuso e corrente risultano equivalenti da un punto di vista ambientale. Infatti, nello scenario di riuso i benefici energetico – ambientali connessi all'estensione della vita utile delle batterie da trazione, sono controbilanciati, nello scenario corrente, dall'impiego di un numero inferiore di batterie nuove caratterizzate da una maggiore efficienza e vita utile.

6. Conclusioni

L'approccio metodologico proposto rappresenta un contributo originale nella valutazione dell'effettiva sostenibilità ambientale delle strategie di economia circolare in un'ottica di Life Cycle Thinking. Esso può essere adattato a diverse tipologie di sistemi energetici e supportare i decisori nella definizione di politiche di sostenibilità in un'ottica di economia circolare.

Nel presente lavoro, l'approccio metodologico proposto è stato utilizzato per valutare la sostenibilità ambientale del riuso di batterie da trazione in applicazioni stazionarie di seconda vita. L'analisi è stata condotta modellizzando tutti gli aspetti significativi del sistema in esame. In particolare, l'aspetto energetico è stato analizzato attraverso l'analisi di load – match. L'aspetto ambientale è stato analizzato attraverso l'applicazione della metodologia LCA.

Lo studio ha evidenziato che, nel caso specifico, il riuso delle batterie da trazione in applicazioni stazionarie di seconda vita consente di migliorare le performance ambientali di ciclo di vita del sistema “auto elettrica – edificio” e ha dimostrato che la valutazione dei

potenziali benefici energetico – ambientali derivanti dall'applicazione di strategie di economia circolare e simbiosi industriale deve essere sviluppata adottando un approccio Life Cycle Thinking e includendo nell'analisi tutti i settori economici coinvolti poiché l'esclusione di uno di essi potrebbe condurre a risultati fuorvianti.

La modellizzazione di configurazioni caratterizzate dall'installazione di una capacità di accumulo crescente ha evidenziato che i benefici in termini di load – match e di impatti energetico – ambientali diventano trascurabili superato un certo valore di capacità di accumulo installata. Pertanto, allo scopo di evitare inutili investimenti in termini di costi e impiego di risorse è essenziale effettuare un'analisi ex – ante e multicriteriale per individuare la capacità ottimale del sistema di accumulo in base all'applicazione prevista.

7. Bibliografia

- Ahmadi, L., Young, S.B., Fowler, M., Fraser, R.A., Achachlouei, M.A., 2017. A cascaded life cycle: reuse of electric vehicle lithium-ion battery packs in energy storage systems. *Int. J. Life Cycle Assess.* 22, 111–124.
- Bobba, S., Mathieux, F., Ardente, F., Blengini, G.A., Cusenza, M.A., Podias, A., Pfrang, A., 2018. Life Cycle Assessment of repurposed electric vehicles batteries : an adapted method based on modelling of energy flows. *J. Energy Storage* 19, 213–225.
- Cellura, M., Guarino, F., Longo, S., Mistretta, M., 2015. Different energy balances for the redesign of nearly net zero energy buildings: An Italian case study. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 45, 100–112.
- Ciocia, A., Ahmad, J., Chicco, G., Di Leo, P., Spertino, F., 2017. Optimal size of photovoltaic systems with storage for office and residential loads in the Italian net-billing scheme, in: *Proceedings - 2016 51st International Universities Power Engineering Conference, UPEC 2016*.
- Cusenza, M.A., Bobba, S., Ardente, F., Cellura, M., Di Persio, F., 2019a. Energy and environmental assessment of a traction lithium-ion battery pack for plug-in hybrid electric vehicles. *J. Clean. Prod.* 215, 634–649.
- Cusenza, M.A., Guarino, F., Longo, S., Mistretta, M., Cellura, M., 2019b. Reuse of electric vehicle batteries in buildings: an integrated load match analysis and life cycle assessment approach. *Energy Build.*
- 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 organisations. *Off. J. Eur. Union* 210.
- Faria, R., Marques, P., Garcia, R., Moura, P., Freire, F., Delgado, J., De Almeida, A.T., 2014. Primary and secondary use of electric mobility batteries from a life cycle perspective. *J. Power Sources* 262, 169–177.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Hischer, R., Hellweg, S., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M., 2007. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. *Am. Midl. Nat.* 150, 1–151.
- IEA, 2017. *Energy Technology Perspectives 2017 - Executive Summary*. Iea 371.
- ISO, 2006a. ISO 14040: Environmental management — Life Cycle Assessment — Principles and Framework, International Organization for Standardization.
- ISO, 2006b. ISO 14044: Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines, International Organization for Standardization.
- Lacey, G., Putrus, G., Salim, A., 2013. The use of second life electric vehicle batteries for grid support. *IEEE EuroCon 2013* 1255–1261.
- Latunussa, C.E.L., Ardente, F., Blengini, G.A., Mancini, L., 2016. Life Cycle Assessment of an innovative recycling process for crystalline silicon photovoltaic panels. *Sol. Energy Mater. Sol. Cells* 156, 101–111.
- Richa, K., Babbitt, C.W., Nenadic, N.G., Gaustad, G., 2015. Environmental trade-offs across cascading lithium-ion battery life cycles. *Int. J. Life Cycle Assess.* 22, 66–81.
- Salom, J., Marszal, A.J., Candanedo, J., Widén, J., Byskov Lindberg, K., Sartori, I., 2014. Analysis of Load Match and Grid Integration Indicators in Net Zero Energy Buildings with High-Resolution Data. A report of Subtask A IEA Task 40/Annex 52 Towards Net Zero Energy Solar Buildings. 102.
- 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 Assess.* 21, 1218–1230.

Development and testing of a new life cycle assessment method for the monetary evaluation of water scarcity impacts

Matteo Simonetto¹

¹CESQA (Quality and Environmental Research Centre), University of Padova, Department of Industrial Engineering, Via Marzolo 9, 35131 Padova, Italy

Email: matteo.simonetto@unipd.it

Abstract

The Life Cycle Assessment methodology alone to date is not sufficient to provide monetary evaluations about environmental impacts. Existing approaches aimed to give monetary value to environmental impacts and aspects, particularly those focused on water resource, are still absent or very limited by data availability and time-spatial characterization issues, resulting in an almost total absence of consistent economic life cycle based indicators focused on water scarcity impacts. The aim of this research was thus to develop and test a new Life Cycle Assessment method for the monetary evaluation of water scarcity impacts, introducing new specific monetary characterization factors to convert water consumption related impacts into monetary terms. The new method was tested and validated, according to sensitivity analysis, in four different real case studies, performing also hotspots analysis of results in order to check its effectiveness.

1. Introduction

Among the different areas investigated by the scientific community in the last decades to promote the sustainable development and the protection of the environment, one of high concern is water resource, particularly considering the increasing competition between water users with a worrying expected situation for the next years where more than a half of the world population will live in areas affected by scarcity (Vörösmarty et al., 2013; Davidson, 2014; Jiménez et al., 2014). Consistent environmental management tools have been developed over the years in order to support decision-makers and companies in promoting the sustainable development, like the Life Cycle Assessment (LCA) methodology which is widely adopted to perform evaluation on potential environmental impacts of a product system throughout its life cycle (ISO 14040, 2006). This last, however, to date does not provide monetary information about environmental impacts (Pizzol et al., 2015). Thus, in recent years the scientific community started investigating the possibility to perform assessment of environmental impacts and aspects in monetary terms, in order to make LCA results more comprehensible by stakeholder (Risz et al., 2012; Bruel et al., 2016; Nguyen et al., 2016). Even if monetization of environmental impacts is recognized as a consistent practice to better support organizations and policy makers (ISO 14008, 2019), many limits still persist in the LCA based monetary valuation methods, particularly low flexibility, low level of abstraction, high degree of subjectivity and high variability in scale and geographical boundaries (Risz et al., 2012; Tekie et al., 2013; Pizzol et al., 2015). Moreover, focusing on the existent monetary valuation methods within the LCA context it is possible to observe a total absence of consistent frameworks for the specific monetary assessment of water scarcity related impacts (Pizzol et al., 2015). According to these limits this work, which is part of a PhD research project, is mainly aimed to fill the existent gaps in performing monetary assessment of water scarcity related impacts, providing a new LCA based method able to provide information useful for companies and decision makers to better understand LCA outputs in economic terms and to support them in developing effective strategies.

2. Objective

The research was aimed (i) to develop a new method to assess in monetary terms water scarcity impacts in Life Cycle Assessment providing new monetary characterization factors (MCF_i) able to convert water scarcity impacts into monetary impacts according to the i-th country level, and (ii) to test the new proposed method through its application to 4 different

real case studies in the national context investigating the capacity to provide consistent hotspots analysis.

3. Materials and methods

Following the LCA approach, where the assessment is performed considering the environmental mechanism (or cause-effect chain) to convert emissions/resources into environmental impacts (Finnveden et al., 2009), the proposal of this research work was to perform a monetary assessment converting environmental impacts, particularly those of water scarcity, into monetary impacts through the development of a new set of specific monetary characterization factors, named MCF_i . Principles from the LCA standardized methodology have been considered in order to develop new environment-related adimensional indexes, focusing on information given by existent water impact assessment methods at midpoint and endpoint level according to the three common LCA areas of protection (AoP) human health, ecosystems, resources (Udo de Haes et al., 1999). Moreover, the new MCF_i have been calculated integrating new economy-related indexes obtained starting from information about existent parameters like Water Tariff as proxy for water market value, Gross National Income as proxy for adaptation capacity of population to loss of water, Water Productivity to account for efficiency of water consumption. All the new calculated indexes have been then applied to obtain the final MCF_i according to the following new proposed equation:

$$MCF_i = MK \cdot EI_i = MK \cdot XF_i \cdot (HH_{i-eff} \cdot W_{HH} + ECO_{i-eff} \cdot W_{ECO} + R_{i-eff} \cdot W_R) \quad (1)$$

MK is a monetary constant (US\$/m³) assumed as a proxy market value equal to the world average water supply tariff derived from the International Benchmarking Network for Water and Sanitation Utilities (IBNET, 2017) database. Its utility is mainly to give the right unit of measure (US\$/m³) and magnitude to the final characterization factors. EI_i is a new proposed dimensionless index, named environmental intensity index, calculated considering exposure (XF_i) and effects (HH_{i-eff} , ECO_{i-eff} and R_{i-eff}) by water consumption on each different AoP human health (HH), ecosystems (ECO) and resources (R). XF_i , which expresses the grade of vulnerability to the water consumption, has been calculated developing two new dimensionless indexes multiplied together: I_i^{WS} derived from information given by the water scarcity footprint method developed by Pfister et al. (2009); I_i^{AC} derived from information taken from the World Bank Gross National Income (GNI) as proxy of country's adaptation capacity to the loss of water resources. Considering the effects of water consumption on each area of protection, here named HH_{i-eff} , ECO_{i-eff} , R_{i-eff} , they were accounted through the development of other new different dimensionless indexes:

- Human Health index: based on information from the characterization factors CF_{HH} (DALY/m³) provided by Pfister et al. (2010) methodology which expresses how the reduction in water availability potentially affects human health.
- Ecosystem index: derived adopting information from characterization factors CF_{ECO} (PDF·yr/m³) provided by Pfister et al. (2010) methodology which expresses how the reduction in water availability potentially affects biodiversity.
- Resources index: obtained according to the combination (sum) of two new proposed indexes, one calculated according to information from the World Bank Water Productivity as proxy of water use efficiency (GDP/m³), and one calculated according to information from the IBNET tariff (US\$/m³) database to account for the supply of water.

Considering eq.1, W_{HH} , W_{ECO} and W_R represent the weighting factors of each effect on the different area of protection. In order to convert water consumption related impacts (in terms of scarcity) into monetary terms, the new proposed MCF_i have to be finally applied according to the following equation:

$$\sum I_{i\text{-eco}} = \sum (I_{i\text{-env}} \cdot MCF_i) \quad (2)$$

where $I_{i\text{-eco}}$ represents the final economic (i.e. monetary) impact value of the environmental impact ($I_{i\text{-env}}$) of the i -th country, with $I_{i\text{-env}}$ corresponding to the water scarcity footprint obtained from existent methods diffused by many authors within the LCA scientific community. To validate the new developed method a sensitivity analysis at different levels was also performed.

First, different sets of weighting factors have been developed to investigate effects on final results when giving different importance to an AoP rather than another. According to the existent commonly used approaches (Castellani et al., 2016; Sala et al., 2018), two of them were adopted: (i) equal weighting, assigning the same unitary weight to each AoP; (ii) distance to target, assigning different weights to the AoP according to the distance of a specific situation from a desired state (the target). In this latter case, weighting factors have been calculated according to indicators linked to the Sustainable Development Goals by the United Nations (UN, 2015), particularly considering those containing water related targets. For human health AoP: indicator 3.9.2 - Age standardized death rate attributable to unsafe water, sanitation, and hygiene (WaSH), linked to SDGs #3 (good health and well-being), and indicator 6.2.1 - Total population with access to safe drinking-water, linked to SDGs #6 (clean water and sanitation). For ecosystems AoP: indicator 15.1.2 - Average proportion of Freshwater Key Biodiversity Areas (KBAs) covered by protected areas, and indicator 15.5.1 - Red list index measuring change in aggregate global extinction risk of species, both linked to SDG #15 (life on land). For resources AoP: indicator 6.4.2 - Level of water stress in terms of freshwater withdrawal as a proportion of available freshwater resources, and indicator 6.4.2 - Level of water stress in terms of water scarcity index based on a withdrawal to availability ratio, based on Pfister et al. 2009 water scarcity impact methodology, both linked again to SDG #6. Having a huge number of different potential combinations of weighting factors, to perform the analysis a limited number of sets (6 in total) have been created combining the weighting factors for W_{HH} , W_{ECO} and W_R according to assumptions based on criteria like the high target compliance or the fact that the indicators linked to the SDGs can be more or less target restrictive, and then they have been tested to understand the behaviour of the final proposed MCF_i .

Second, the monetary base constant MK was reviewed in order to investigate the possibility to improve it. This has been performed considering the addition of global monetary values from the existent method Stepwise by Weidema et al. (2009), which provides monetary values for the areas of protection human health and ecosystems.

Third, the new proposed MCF_i were applied to different existent water scarcity impact assessment methods, considering: Pfister et al. (2009) v.1.02, Hoekstra et al. (2012) v.1.02, Berger et al. (2014) v.1.00, Boulay et al. (2017) v.1.01, where each method differs from the other in terms of characterization approach to water scarcity (Kounina et al, 2013; Quinteiro et al., 2017).

The test of the new developed method for the monetary evaluation of water scarcity impacts has been performed, following the typical LCA framework, in 4 complete real case studies in the national context: (i) a jar packaged ice cream; (ii) a mozzarella cheese; (iii) a Parma ham with bone seasoned for 12 months; (iv) a hospital laundry service. All the case studies were modelled through the software SimaPro 8.5.2.0 (Prè, 2018) adopting datasets Ecoinvent v3.4 (Ecoinvent, 2018) and Agri-footprint v3.0 (Agri-footprint, 2017). The complete life cycle inventory has been developed collecting data about raw materials, chemicals, refrigerant charges, packaging (primary, secondary and tertiary), water use and consumption, electric and thermal energy consumptions, wastes and distribution of the final product to the consumers. Finally, hotspots analysis has been performed in order to assess how results may change according to the application of the new proposed method to

different existent water scarcity impact assessment methods and considering different productive contexts.

4. Results and discussion

Considering the 6 weighting sets proposed for the distance to target approach, it was possible to observe that each of them differs in the way how weights are distributed among the 3 areas of protection, with sets more oriented to give more importance to a single AoP (e.g. set 1 to human health) and others giving more or less equal importance to all the three AoP. Table 1 provides an example for results at continental level, with Figure 1 showing also a graphical comparison among the continental weighting sets through the adoption of a ternary graph.

Table 1. Heat map showing the relative importance of the continental weighting factors according to the six different proposed weighting sets.

COUNTRY	SET 1			SET 2			SET 3			SET 4			SET 5			SET 6		
	HIGH TARGET COMPLIANT			MOST TARGET RESTRICTIVE			LESS TARGET RESTRICTIVE			AVERAGE 1 (ALL WEIGHTING FACTORS)			MEDIUM TARGET COMPLIANT			AVERAGE 2 (EQUAL NUMBER OF WEIGHTING FACTORS)		
	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W
	HH	ECO	RES	HH	ECO	RES	HH	ECO	RES	HH	ECO	RES	HH	ECO	RES	HH	ECO	RES
Africa	57%	21%	22%	26%	19%	54%	39%	20%	41%	38%	21%	42%	43%	28%	30%	40%	20%	40%
Asia	68%	16%	16%	14%	16%	70%	43%	13%	44%	36%	16%	49%	35%	32%	33%	38%	16%	46%
Europe	52%	24%	24%	21%	23%	56%	37%	28%	35%	33%	26%	40%	33%	34%	33%	35%	23%	41%
Northern America	49%	29%	22%	15%	18%	67%	33%	20%	47%	28%	22%	50%	31%	40%	30%	29%	22%	49%
Latin America and Caribbean	65%	17%	17%	33%	38%	29%	60%	23%	16%	52%	27%	21%	36%	32%	32%	53%	25%	22%
South America	69%	16%	15%	22%	24%	54%	58%	18%	23%	48%	21%	31%	35%	34%	31%	49%	19%	32%
Oceania	42%	29%	29%	21%	27%	52%	36%	38%	25%	30%	32%	38%	33%	33%	33%	29%	28%	43%

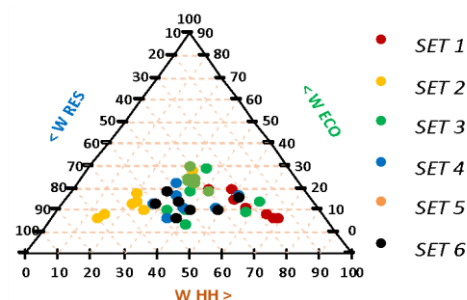


Figure 1: Ternary graph of the six weighting sets developed at continental level according to the distance to target approach

Through the application of the 7 different weighting sets (1 based on equal weighting approach and 6 based on distance to target approach) to calculate the new MCF_i for all the countries analyzed during the research (104 in total), it was possible to observe that all of them show more or less the same behaviour, with the most relevant variation correlated only to the different absolute value of the MCF_i of each country (Figure 2).

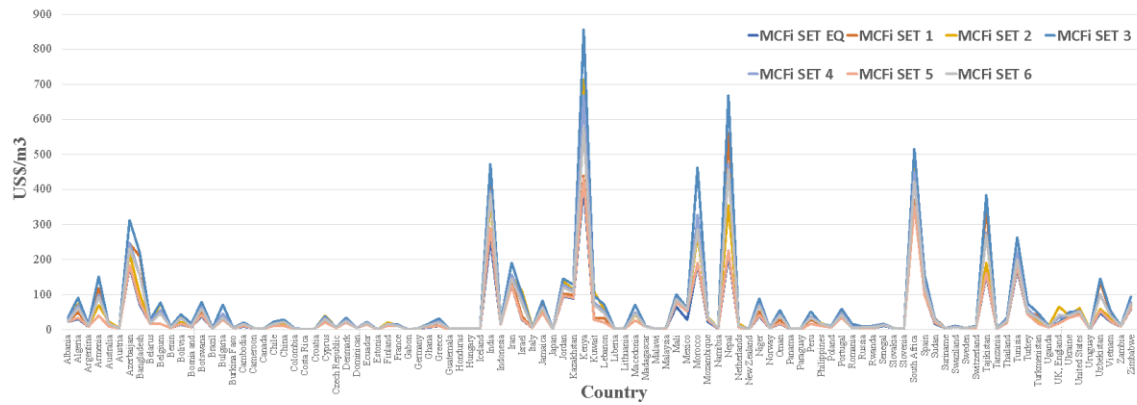


Figure 2: Graphical comparison of final MCF_i for all the investigated countries according to the 7 different weighting sets

The sensitivity analysis performed for the monetary base constant MK highlighted a very low marginal increase in total absolute value of MK, resulting in a very low variation of final results once applied to perform the monetary assessment of water scarcity impacts. Moreover, since the aim of this research was to assess only effects due to water consumption, whereas monetary values from Stepwise method cover many different impact categories with a consequent overestimation, thus it was possible to establish that at this stage no further implementation of the parameter could be significant for the scope of the research.

Considering the 4 case studies adopted to test the new proposed method, for each of them a specific different functional unit was defined to which refer the final results, according to as follows:

- Case study #1, Ice cream. Functional unit: 1 kg of jar packaged ice cream, considering packaging and distribution to final consumer.
- Case study #2, Mozzarella cheese. Functional unit: 1 kg of mozzarella cheese comprehensive of packaging and delivered to final consumer.
- Case study #3, Parma Ham. Functional unit: 1 kg of Parma ham with bone seasoned for almost 12 months, produced according to the PDO specifications, including slicing and packaging at retailer.
- Case study #4, Hospital laundry service. Functional unit: 1 kg of clean hospital linen, including distribution and final disposal of packaging.

Since the application of the 7 sets of MCF_i developed according to different weighting approaches leads to a variation of the final monetary water scarcity impacts only in absolute terms, with a variation of the hotspots very low (less than 1%) in each case study, it was possible to adopt a single set of monetary characterization factors (i.e. MCF_i – SET 1) as reference to perform a sensitivity analysis aimed to investigate how hotspots may change when the new method is applied to different existent water scarcity impact assessment methods avoiding the risk to loss some potentially useful information arising from the same application of the other sets of MCF_i . Moreover, because of the absence in the literature of methods like the new one proposed in this research to perform a specific monetary assessment of water scarcity impacts, the existing water scarcity impact assessment methods already considered in this research have been adopted as reference for the valuation of the capacity of the new proposed method to provide a consistent hotspots analysis.

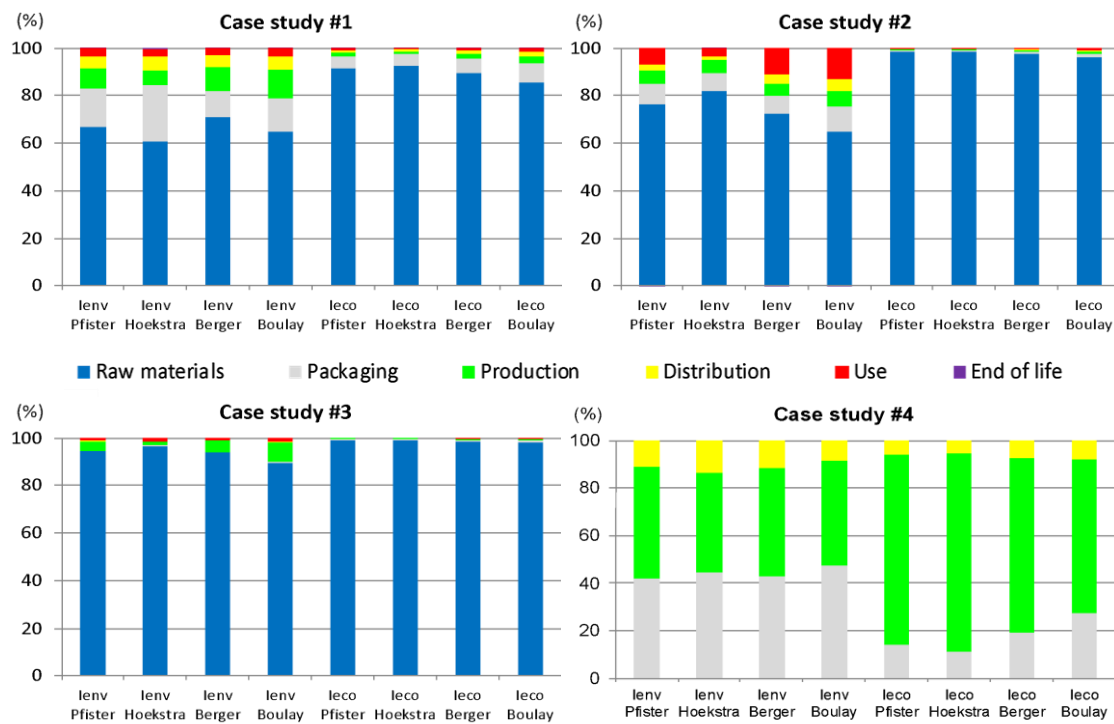


Figure 3. Graphical comparison of results of water scarcity impact assessment (I_{env}) and the corresponding monetary impact assessment (I_{eco}) for each case study applying the MCF_i – SET 1. Results are characterized according to the life cycle stages and expressed in percentage terms

Results in Figure 3 obtained for case study #1, #2, #3 highlighted that raw material is the life cycle stage responsible for the most part of the total impact, both in environmental and economic terms. This was clearer when considering the new proposed method, since the hotspots analysis showed a significant increase in the incidence of raw materials up to about 90% when performing the monetary impact assessment, intensifying thus the importance of this life cycle stage. This effect is shown also in case study #4, with a change in the hotspots when adopting the new proposed method, with a switch of the most part of the total impact to the production stage if compared to the results from the application of the existing water scarcity impact assessment methods. Another key aspect was a general trend in the reduction of the variability between the minimum and the maximum incidence of impacts in monetary terms (I_{eco}) if compared to impacts in environmental terms (I_{env}). This was very clear in case studies #1, #2 and #3 where it was possible to observe a decrease in the variability of the impact of raw materials, which is the most impactful life cycle stage, from 9,6% to 7,1% for case study #1, from 16,9% to 2,8% for case study #2, from 6,9% to 0,8% for case study #3. These findings demonstrate that the adoption of the new proposed method allows to have results characterized by a lower variability in their incidence along the whole life cycle, resulting therefore in a higher accuracy of the hotspots analysis if compared to the one from the adoption of the different existing water scarcity impact assessment methods.

5. Conclusions

A new LCA based method for the monetary assessment of water scarcity impacts has been developed and successfully tested in 4 different real case studies. The new method allows to perform an assessment as none of the existing LCA based monetary valuation methods, providing also a good space coverage (104 countries characterized). Moreover, performing an assessment in monetary terms the new method enables a much more intuitive understanding of LCA outputs facilitating decision makers in developing sustainable strategies.

Different sets of weighting factors have been developed and applied, resulting in different final monetary impact values in absolute terms, however with a non-significant variation of the hotspots (less than 1%) for each case study. The goodness of the new proposed method in providing consistent hotspots analysis has been verified through a comparison between results from its implementation and results from the adoption of 4 existent water scarcity impact assessment methods, highlighting the capacity of the new method to intensifying the hotspots reducing at the same time their variability along the life cycle stages. Considering further developments, since the new proposed method was developed to be applied to water scarcity impacts, thus considering water resource in quantitative terms, the possibility to account also for qualitative aspects need to be investigated to improve the monetary assessment. Moreover, since no general consensus seems to be achievable in the scientific community about the best weighting approach to be used, it could be useful to apply other weighting approaches (e.g. panel weighting) as further validation. Moreover, since the new proposed method was applied to 4 different existent water scarcity impact methods, the application to other existent water scarcity impact methods could be investigated to assess the effect on final results, as well as the application to different productive contexts (e.g. consumer packaging) to confirm the capacity of the new proposed method to generate consistent results.

6. References

- Agri-footprint, 2017. Agri-footprint - Part 2 - Description of data. Gouda, the Netherlands.
- 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* 48:4521–4528.
- Boulay A.-M., Bare J., Benini L., Berger M., Lathuilliere M.J., Manzardo A., Margni M., Motoshita M., Núñez M., Pastor A.V., Ridoutt B., Oki T., Worbe S., Pfister S., 2017. The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *Int. J. Life Cycle Assess*, Vol. 172, 2097-2107.
- Bruel A., Troussier N., Guillaume B., Sirina N., 2016. Considering Ecosystem Services in Life Cycle Assessment to Evaluate Environmental Externalities, *Procedia CIRP*, Vol. 48, 382-387.
- Castellani V., Benini L., Sala S., Pant R., 2016. A distance-to-target weighting method for Europe 2020. *Int J Life Cycle Assess* 21:1159–1169.
- Davidson N.C., 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research* 65 (10): 934-941.
- Ecoinvent, 2018. Ecoinvent data v3.4. Swiss center for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Finnveden G., Hauschild M., Ekvall T., Guinée J., Heijungs R., Hellweg S., Koehler A., Pennington D., Suh S., 2009. Recent developments in life cycle assessment, *Journal of Environmental Management*, 91, 1: 1-21.
- 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.
- IBNET, 2017. The International Benchmarking Network for Water and Sanitation Utilities. World Bank Group, Washington, DC (www.ib-net.org).
- ISO 14040, 2006. Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework, International Organisation for Standardisation, Geneva.
- ISO 14008, 2019. Monetary valuation of environmental impacts and related environmental aspects - Principles, requirements and guidelines, International Organisation for Standardisation, Geneva.
- Jiménez Cisneros B.E., Oki T., Arnell N.W., Benito G., Cogley J.G., Döll P., Jiang T., Mwakalila S.S., 2014. Freshwater resources. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, pp. 229-269.
- Kounina A., Margni M., Bayart J.B., Boulay A.M., Berger M., Bulle C., Frischknecht R., Koehler A., Milà i Canals L., Motoshita M., Montserrat N., Peters G., Pfister S., Ridoutt B., Van Zelm R., Verones F., Humbert S., 2013. Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 18 (3), 707- 721.

- Nguyen, Thu Lan Thi, Laratte, Bertrand, 2016. Quantifying environmental externalities with a view to internalizing them in the price of products, using different monetization models. *Resour. Conserv. Recycl.*, Vol. 109, 13-23.
- Pfister S., Koehler A., Hellweg S., 2009. Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environ Sci Technol* 43:4098–4104.
- Pfister S., Dominik S., Koehler A., 2010. The environmental relevance of freshwater consumption in global power production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16, 580-591.
- Pizzol M., Weidema B., Brandão M., Osset P., 2015. Monetary valuation in life cycle assessment: a review. *J. Clean. Prod.*, Vol. 86, 170–179.
- PRé Consultants, 2018. Software SimaPro version 8.5.2.0. PRé Consultants BV, the Netherlands.
- Quinteiro P., Ridoutt B., Arroja L., Dias A.C., 2017. Identification of methodological challenges remaining in the assessment of a water scarcity footprint: a review. *Int. J. Life Cycle Assess.*
- Risz Y., Weidema B., Reich-Weiser C., Hauschild M., 2012. Monetizing Environmental Impacts-Opportunities and Challenges. *Enviance* whitepaper.
- Sala S., Cerutti A.K., Pant R., 2018. Development of a weighting approach for the Environmental Footprint, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Tekie H., Lindblad M., 2013. Methodologies for monetary valuation of environmental impacts - State of the art, CPM the Swedish Life Cycle Center, Gothenburg, 2013, pp. 22-25.
- Udo de Haes H.A., Joliet O., Finnveden G., Hauschild M.Z., Krewitt W., Muller Wenk R., 1999. Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* 4(2):66–74.
- UN, 2015. The United Nation Global Goals for Sustainable Development. Available at: <https://sustainabledevelopment.un.org/?menu=1300> (Accessed November 2018).
- Vörösmarty C.J., Pahl-Wostl C., Bunn S.E., Lawford R., 2013. Global water, the Anthropocene and the transformation of a science. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5 (6), 539-550.
- Weidema B.P., 2009. Using the budget constraint to monetarize impact assessment results. *Ecological Economics* 68, 1591-1598.

Application of a decision framework to explore stakeholders' opinions for comparative LCA and LCC studies

Sara Toniolo¹, Roberta Chiara Tosato¹, Irene Zancato¹, Antonio Scipioni¹

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

Abstract

The purpose of this study is to explore how taking into consideration stakeholders' opinions within a decisional making process whether the involved stakeholders do not use a complete life cycle approach. Two tiles are selected as subject of the study: the first tile is produced through a conventional process, whereas the second one is a prototype realized through a new process co-funded by LIFE+ Program. The method used to compare and select the best tile is a combination of Life Cycle Assessment, Life Cycle Costing and Analytic Hierarchy Process. Three stakeholders are considered: manufacturer, buyer and municipality. What the obtained results tell us is that it is possible to explore stakeholders' opinions decomposing the life cycle and assigning the different process units to the stakeholders based on their knowledge and experience. The final strategy obtained respects the stakeholders' opinions and the concept of life cycle.

1. Introduction

In the scientific literature, the application of Life Cycle Assessment (LCA) and Life Cycle Costing (LCC) is widely explored, even if their combination is still under debate and various authors try to face this issue with different methods. For instance, Dong et al. (2014) proposed a methodology to reach the best energy-efficient and environmentally friendly municipal solid waste management system, taking into account environmental and economical aspects. They implemented LCA and LCC using a Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA) tool to integrate the obtained results. Minne et al. (2015) analysed the life cycle of seven types of windows implementing both LCA and LCC, through normalization. Delogu et al. (2016) developed a case study regarding an innovative lightweight material for an automotive component by calculating the breakeven analysis and the CO₂ abatement costs for two design solutions. A widely used way to combine the results obtained from LCA and LCC is applying normalization and weighting. The work of Pineda-Henson and Culaba (2004), focused on the analysis of the green productivity, showed an application of MCDA tool to assign priority weights, namely the Analytic Hierarchy Process (AHP); also, Väisänen et al. (2016) implemented LCA and AHP. There are also cases in which AHP is applied to LCC (Huang and Huang, 2009) even if it is less frequent, because the weights derived from the preferences of the stakeholders towards the different costs are not of common use (Swarr et al., 2011) and it is more feasible assigning equal weights to all the costs (Ciroth and Franze, 2009). The most profitable implementation of the AHP is applying it to both the LCA and LCC. It is a type of integration that many authors are studying, sometimes finding difficulties (Dong et al., 2014), sometimes trying to improve it with other approaches (Kim et al., 2013). The advantages of a combination of LCA, LCC and AHP allow the stakeholders to be part of the decision-making processes, expressing their preferences and giving weights to the different options (Väisänen et al., 2016). What emerges is that LCA and LCC's results can be combined applying AHP and so through the opinions of the stakeholders, which considerations are always applied to the entire life cycle under analysis. In this specific context, the aim of our study is to analyse whether it is possible to decompose the life cycle assigning to each stakeholders the parts they know, and they have experience and finally analyse whether the concept of life cycle can be respected. Thus, our intent is to give a first answer to the following question: how can we take into consideration the fact that stakeholders not always have a complete life cycle approach when taking decisions?

2. Methodology

The methodology chosen for the conduction of this work is a comparative study between two building products, namely two tiles, using a combination of LCA, LCC and AHP. Then, Sustainability Indexes are calculated based on the formula proposed by Soltani et al. (2016) and stakeholders' opinions are analysed. The study was performed between 2016 and 2017 as part of a project funded by the EU LIFE+ Program. Figure 1 shows the methodological scheme.

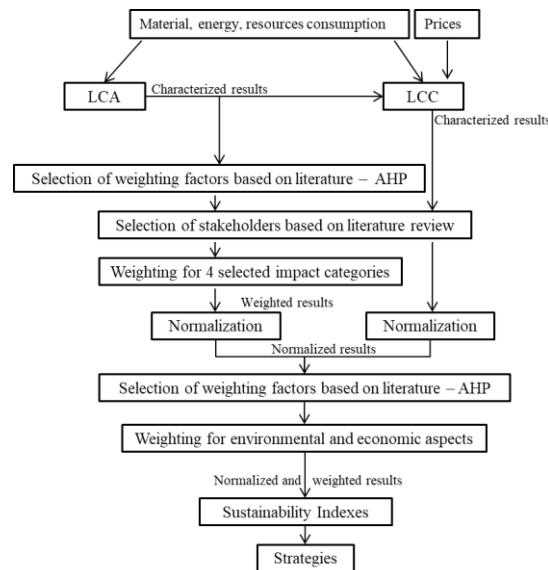


Figure 1: Methodological scheme for the development of the study

2.1. LCA application

The comparative LCA application is structured following the four phases of LCA as described in ISO 14040:2006 and ISO 14044:2006. The products chosen to conduct our study are two tiles produced by the same manufacturer located in Emilia Romagna region. The tiles are called Tile 1 and Tile 2 (prototype). The function of the products is covering building floors; thus the selected functional unit is 1 m² of ceramic tile over 20 years of life period, which is a typical lifetime for a tile (Ibáñez-Forés et al., 2011). The system boundaries for both the products analyzed include raw materials' extraction and manufacturing, transportation, production, distribution, installation, use, dismantling and end of life. The production of the two tiles includes mixing, pressing, drying, glazing, firing and quality selection. Tile 1 is produced using sand, kaolin, feldspar, pigments, water and clay; whereas Tile 2 (prototype) is realized utilizing sand, clay, feldspar, pigments, water, glass from public collection, scraps of natural stone, ceramic recovery sludge and scraps of crude ceramic material. The process units considered are grouped as follows: production, distribution, installation, use, dismantling, end of life.

The method used to calculate the impact is ReCiPe midpoint, focusing on climate change, terrestrial acidification, human toxicity, particulate matter formation as performed by Ren et al. (2015).

2.2. LCC application

The comparative LCC application is structured following the phases and the main principles of ISO 15686-5:2008, which was in force during the development of this study. Internal and external costs were evaluated (Woodward, 1997). For the integration of LCA and LCC, the LCC had to be consistent with the LCA, having i.e. the same functional unit and the same system boundaries. For the combination of the economic aspects into the LCA model, the guidelines elaborated by Ciroth and Franze (2009) were used. The selected impact categories were: material costs, transport costs, energy costs, disposal costs, labour costs and environmental costs. In the material costs category, all the costs for materials including glaze, adhesive layer and detergents are inserted. As regards the transport costs, they comprehend the costs for the vehicles used, the transport for the distribution and to the final disposal. The energy costs are referred to the energy needed for the processes. The disposal costs comprehend costs related to the waste production and the end of life scenarios, which are different between the two tiles. For Tile 1 the costs are associated with landfill disposal, whereas for Tile 2 (prototype) the costs include disposal and recycling. For the labour costs the contributions of the handwork are considered. The environmental costs are associated with the emissions of CO₂ eq, SO₂ eq, NO_x and PM₁₀, as performed by Theregowda et al. (2016). The process units considered are grouped in accordance with the LCA study, namely production, distribution, installation, use, dismantling and end of life.

2.3. AHP application

AHP is used to define the following weights: weights for the impact categories of the LCA study and weights for environmental and economical aspects based on stakeholders' opinion. With reference to the weights for the cost categories, it was assumed that each category has the same weight, thus considering in total six categories, the weight of each one is 1/6.

2.3.1 *Weights for environmental categories*

The weights for the environmental categories analysed in the LCA study are obtained from the study of Ren et al. (2015), as reported in Table 1. For instance, climate change (CC) is evaluated with the number 3 compared to the terrestrial acidification (TA), which means it has a moderate importance. CC has the number 2 compared to the human toxicity (H.Tox), which means it has a slight importance. CC is evaluated with 5 compared to the particulate matter formation (PMF) that means it has a strong importance. Number 1 means that the categories has the same importance. The values used to weight the results of the LCA study are reported in the sixth column of Table 1.

Table 1: Matrix for the weight of the LCA impact categories using AHP (Adaptation from Ren et al., 2015)

Impact category	CC	TA	H.Tox	PMF	Weights
CC	1	3	2	5	0.4829
TA	1/3	1	1/2	2	0.1570
H.Tox	1/2	2	1	3	0.2720
PMF	1/5	1/2	1/3	1	0.0882

2.3.2 Weights for environmental and economical aspects

The weights for the environmental and economical aspects used are obtained from the study of Ren et al. (2015) and Soltani et al. (2016), and they are reported in Table 2. The stakeholders are defined as manufacturer, buyer and municipality (namely, local community and society). For instance, in Soltani et al. (2016) the manufacturer assigns a value of 4 to the economic aspect compared to the environmental aspect, which means that it has a moderate importance. On the other hand, the municipality assigns a value of 7 to the environmental aspect compared to the economic aspect, which means that it has very strong importance. Again, the value 1 means equal importance. Regarding to the buyer, the values are extrapolated from the papers of Ren et al. (2015) and Zhou et al. (2007). It was assumed that the weights used in these articles could be associated with a hypothetical buyer. The need to assign different weights in the various stages of a product's life cycle emerged during interviews to the stakeholders involved in the LIFE+ project.

Table 2: Matrix for the weight of the environmental and economical aspects for the different stakeholders using AHP (Ren et al., 2015; Soltani et al., 2016)

Stakeholder	Manufacturer			Buyer			Municipality		
Aspect	Env.	Econ.	Weight	Env.	Econ.	Weight	Env.	Econ.	Weight
Env.	1	1/4	0.20	1	2	0.67	1	7	0.87
Econ.	4	1	0.80	1/2	1	0.33	1/7	1	0.13

2.4. Sustainability Indexes (SIs) calculation

For the calculation of the SIs, the weighted valued obtained trough the LCA, LCC and AHP application were used, in line with Soltani et al. (2016). The following equations are used:

$$SI_{env.} = w_{env.} \cdot i_{env.} \quad SI_{econ.} = w_{econ.} \cdot i_{econ.}$$

Where $SI_{env.}$ and $SI_{econ.}$ are the SIs regarding environmental and economical aspects, respectively; $w_{env.}$ and $w_{econ.}$ are the weights for the environmental and economical aspects; $i_{env.}$ and $i_{econ.}$ represent the impacts calculated through LCA and LCC. The tile characterized by the the lower $SI_{env.}$ and $SI_{econ.}$ represents the winning strategy for the stakeholders. The winning strategy of each stakeholder is then compared with the winning strategy for the entire life cycle analysed, given summing the $SI_{env.}$ and the $SI_{econ.}$ of all the life cycle stages of the different stakeholders.

The Table 3 shows how the different parts of the life cycle were assigned to the three stakeholders considered for the SIs calculation. The various stakeholders were combined with the different life cycle phases based on interviews to the manufacturer of the tiles and a group of buyers identified during the development of the LIFE+ project. The end of life phase was assigned to the municipality based on the study of Soltani et al. (2016).

Table 3: Decomposition and assignment of the process units to the different stakeholders

Stakeholder	Production	Distribution	Installation	Use	Dismantling	End of Life
Manufacturer	x	x				
Buyer			x	x	x	
Municipality						x

3. Results and discussion

Figure 2 shows the results obtained through the LCA and the LCC studies for one of the tile analysed, namely Tile 1. The results show the contribution of each process units to the entire environmental and economical impact. It is possible to see that the same process units are used in both applications. These process units will be assigned to the different stakeholders to calculate the SIs. Similar results are obtained for Tile 2 (prototype).

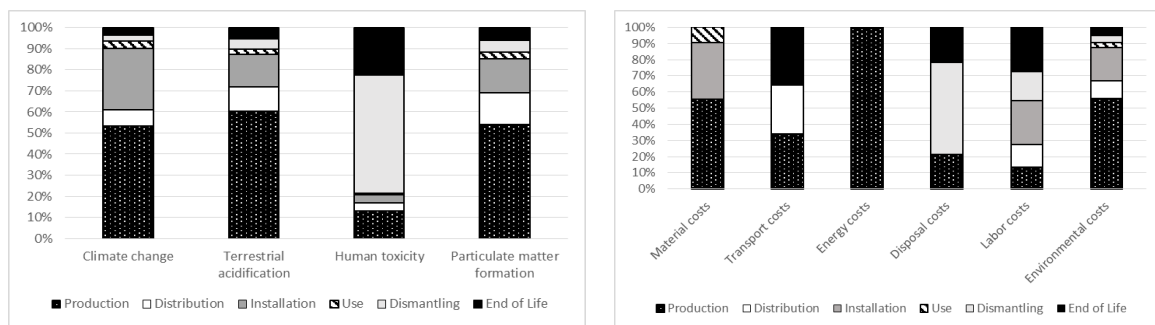


Figure 2: Results obtained from the LCA study (left) and LCC study (right) for Tile 1

Figure 3 shows the normalized results obtained through LCA and LCC methodologies. From an environmental point of view the two tiles present similar impacts, except for human toxicity category due to the different mixture of materials used. They also show similar costs except for material costs, where Tile 2 is preferable than Tile 1, as it is realized with waste materials less expensive than raw materials. Tile 1 is preferable than Tile 2 for transport and energy costs, as the suppliers of Tile 1 are nearer to the production plant and the process is less energivourous.

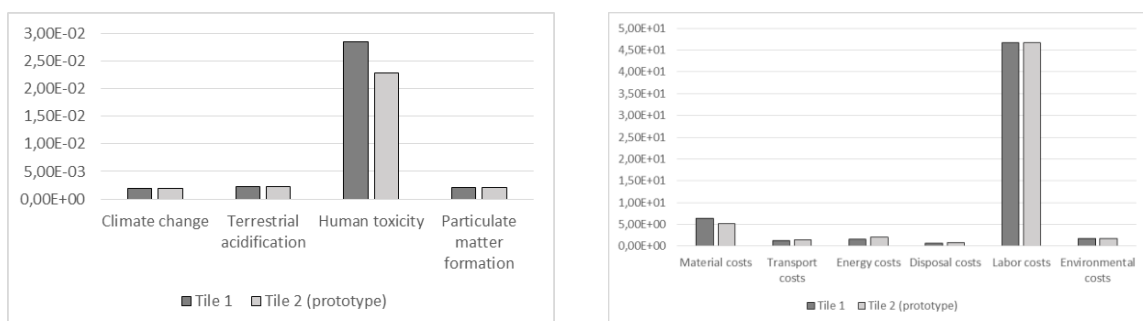


Figure 3: Comparison between Tile 1 and Tile 2 obtained from the LCA study (left) and LCC study (right)

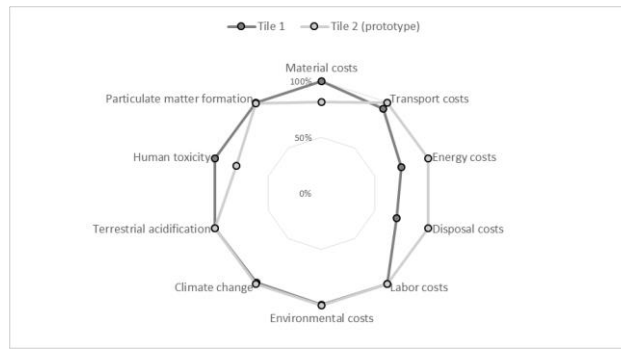


Figure 4: Results obtained from the LCA study and LCC study after weighting with AHP

Figure 4 shows the comparison of the two tiles using weights derived from AHP application for the LCA categories. This figure reflects the results obtained in Figure 3, namely Tile 1 is preferable in terms of energy and disposal costs, whereas Tile 2 is preferable in terms of material costs and human toxicity impacts.

Table 4 shows the results obtained through the calculation of the SIs. It shows that for manufacturer the best solution, namely the winning strategy, is Tile 2; for buyer the best solution is Tile 2 from an environmental point of view and the two tiles are equal in terms of costs. We can assume that with the same costs, the buyer would prefer Tile 2. However, for the municipality, Tile 2 is better than Tile 1 for its environmental profile, but we obtain opposite results in economic terms, in particular due to the costs of recycling. Thus, the winning strategy is Tile 2 for the manufacturer and the buyer. The winning strategy for the municipality is not clear, because from an environmental point of view it is Tile 2, but from an economical point point view we can consider Tile 1 and Tile 2 equivalent, as the difference is not significant. The winning strategy for the entire life cycle, obtained summing the SIs of each stakeholder, is again Tile 2, as showed in eighth and ninth columns of Table 4.

Table 4: SIs calculated for the different stakeholders and for the entire life cycle

	Manufacturer		Buyer		Municipality		Entire life cycle	
Tile	Tile 1	Tile 2	Tile 1	Tile 2	Tile 1	Tile 2	Tile 1	Tile 2
Sl _{env.}	4,54E-04	4,33E-04	3,45E-03	1,70E-03	1,57E-03	4,72E-05	5,48E-03	2,18E-03
Sl _{econ.}	2,68E+00	2,58E+00	1,37E+00	1,37E+00	2,92E-01	2,94E-01	4,33E+00	4,25E+00

4. Conclusions

This paper shows the application of a decision making process which comprehends LCA, LCC and AHP for the definition of the winning strategies to compare and select two products in the building sector, considering both environmental and economic aspects. The novelty of this study is the investigation of the application of weights given by stakeholders not only considering the entire life cycle, but also parts of the life cycle closer to the experience of the stakeholders. Our study provides a decision framework, adopting and adapting a decision making process based on literature but applied to a real case study. What the results tell us is that it is possible to take into consideration the opinions of the stakeholders for the limited part of the life cycle they know or have experience.

To take into consideration stakeholders' opinions, it is necessary to normalize and weight the results obtained by LCA and LCC and successively quantify Sustainability Indexes. An

important step is the decomposition of the life cycle to assign the unit process to the different stakeholders. This step is an essential part of the methodology but represents also a limitation. Further study indeed is needed to define how to decompose the life cycle, assign the different unit processes and explore the influence of this choice. The practical implication of this study regards the possibility to better involve the stakeholder and find the best solution, not only for the entire life cycle but also for each stakeholder.

5. Bibliografia

- Ciroth, A, Franze, F. 2009. Life Cycle Costing in SimaPro, GreenDeltaTC, Berlin, available at http://www.to-be.it/wp-content/uploads/2015/07/LCCinSimaPro_english.pdf (Last access 12/02/2017)
- Delogu, M, Zanchi, L, Maltese, S, Bonoli, A, Pierini, M, 2016. Environmental and economic life cycle assessment of lightweight solution for an automotive component: A comparison between talc-filled and hollow glass microspheres-reinforced polymer composites. *J Clean Prod* 139, 548 – 560.
- Dong, J, Chi, Y, Zou, D, Fu, C, Huang, Q, Ni, M, 2014. Energy–environment–economy assessment of waste management systems from a life cycle perspective: Model development and case study. *Applied Energy* 114, 400 – 408.
- Huang, Y, Huang, W, 2009. Analysis of the Life Cycle Cost of the Power Plants Based on Analytic Hierarchy Process Method, International Conference on Information Management. *Innov Manag and Ind Engineering* 4, 639 – 642.
- Ibáñez-Forés, V, Bovea, M, Simó, A, 2011. Life cycle assessment of ceramic tiles. *Environmental and statistical analysis, Int J Life Cycle Assess* 16, 916 – 928.
- Kim, S, Choi, M, Mha, H, Joung, J, 2013. Environmental impact assessment and eco-friendly decision-making in civil structures. *J Environ Manag* 123, 105 – 112.
- Minne, E, Wingrove, K, Crittenden, J C, 2015. Influence of climate on the environmental and economic life cycle assessments of window options in the United States. *Energy and Buildings* 102, 293 – 306.
- Pineda-Henson, R, Culaba, AB, 2004. A Diagnostic Model for Green Productivity Assessment of Manufacturing Processes. *Int J Life Cycle Assess* 9, 379 – 386.
- Ren, J, Manzardo, A, Mazzi, A, Zuliani, F, Scipioni, A, 2015. Prioritization of bioethanol production pathways in China based on life cycle sustainability assessment and multicriteria decision-making. *Int J Life Cycle Assess* 20, 842 – 853.
- Soltani, A, Sadiq, R, Hewage, K, 2016. Selecting sustainable waste-to-energy technologies for municipal solid waste treatment: A game theory approach for group decision-making. *J Clean Prod* 113, 388 – 399.
- Swarr, TE, Hunkeler, D, Klöpffer, W, Pesonen, H, Ciroth, A, Brent, AC, Pagan, R, 2011. Environmental life-cycle costing: a code of practice. *Int J Life Cycle Assess* 16, 389 – 391.
- Theregowda, RB, Vidic, R, Landis, AE, Dzombak, DA, Matthews, HS, 2016. Integrating external costs with life cycle costs of emissions from tertiary treatment of municipal wastewater for reuse in cooling systems. *J Clean Prod* 112, 4733 – 4740
- Väisänen, S, Mikkilä, M, Havukainen, J, Sokka, L, Luoranen, M, Horttanainen, M, 2016. Using a multi-method approach for decision-making about a sustainable local distributed energy system: A case study from Finland. *J Clean Prod* 137, 1330 – 1338.
- Woodward, DG, 1997. Life cycle costing--theory, information acquisition and application. *International J Project Manag* 15, 335 – 344.
- Zhou, J, Xiao, H, Shang, J, Zhang, X, 2007. Assessment of Sustainable Development System in Suihua City, China. *Chinese Geographical Science* 17, 304 – 310.

ENERGIA

Applicazione della metodologia LCA all'eco-design del dispositivo WaveSAX di generazione dal moto ondoso

Andrea Danelli¹, Pierpaolo Girardi¹, Maximo Peviani¹

¹Ricerca sul Sistema Energetico - RSE S.p.A.

Email: andrea.danelli@rse-web.it

Abstract

WaveSAX è un dispositivo innovativo per la produzione di energia dalle onde del mare di tipo Oscillating Water Column (Falcao e Henriques, 2015), sviluppato da RSE S.p.A ed attualmente ancora ad uno stato prototipale. Il presente lavoro illustra l'applicazione della metodologia LCA nella scelta dei materiali di costruzione delle varie parti del WaveSAX per promuovere un design del dispositivo che tenga conto oltre che degli aspetti economici anche di quelli ambientali. In particolare, si sono analizzate e confrontate quattro configurazioni realizzative diverse tra loro per materiale impiegato (acciaio e materiale composito in fibra di vetro) e modalità d'installazione. Dato che i dispositivi per lo sfruttamento dell'energia marina vengono considerati essere una tecnologia che dovrà contribuire alla crescita di un sistema energetico a basse emissioni di carbonio, si è deciso di analizzare in dettaglio le emissioni di gas serra per le diverse configurazioni in esame.

1. Introduzione

L'energia marina rappresenta un'opportunità unica in Italia, contribuendo alla crescita economica ed all'occupazione, migliorando la sicurezza dell'approvvigionamento energetico ed aumentando la competitività attraverso l'innovazione tecnologica. Nel nostro Paese si è verificato un crescente interesse nelle tecnologie per la conversione dell'energia delle onde e delle correnti marine mirate alla produzione di energia elettrica, tant'è che secondo il Piano d'Azione Nazionale per le energie rinnovabili (PAN), ci si aspetta di raggiungere nel 2020 l'obiettivo di 3 MW di potenza installata. Inoltre, l'obiettivo della Strategia Elettrica Nazionale (SEN 2017) è quello di tracciare un percorso di crescita sostenibile delle fonti rinnovabili, garantendo sicurezza e stabilità agli investitori, assicurando la loro piena integrazione nel sistema e puntando sull'innovazione tecnologica. In particolare, per le rinnovabili elettriche l'obiettivo della SEN è quello di arrivare ad una quota di 55% circa sui consumi lordi finali al 2030.

In questo contesto, RSE ha progettato e realizzato un prototipo di dispositivo innovativo per la generazione di energia elettrica dal moto ondoso del tipo OWC (colonna d'acqua oscillante), denominato WaveSAX, concepito per essere installato in strutture marittime costiere, nelle condizioni dei moti marini tipici del mare Mediterraneo (Peviani, 2015). Nel presente lavoro si descrive l'applicazione della metodologia LCA nella scelta dei materiali di costruzione per promuovere un design del dispositivo che tenga conto oltre che degli aspetti economici anche di quelli ambientali.

2. Obiettivo del lavoro e metodo

2.1. Obiettivo del lavoro

L'obiettivo del presente lavoro è la valutazione degli impatti ambientali corrispondenti alle diverse configurazioni del WaveSAX (Figura 1), differenti tra loro per tipologia di materiale impiegato e per modalità d'installazione, tramite analisi LCA (ISO 14040 e ISO 14044). Nello specifico, si analizzano due possibilità di installazione, la prima che prevede il fissaggio del dispositivo direttamente all'opera portuale tramite dei supporti, la seconda che consiste invece nell'integrare il WaveSAX all'interno della struttura portuale in cemento (fattibile in caso di ampliamento o rifacimento della struttura).

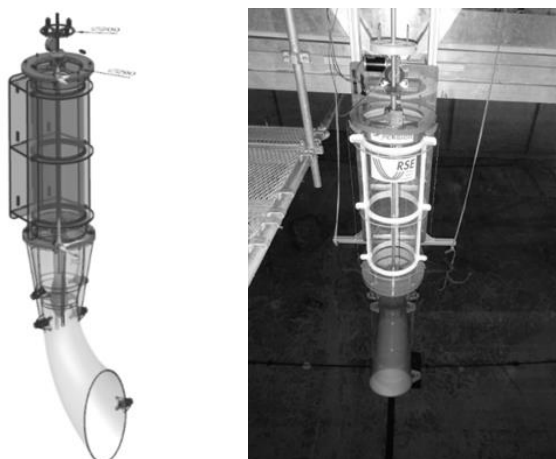


Figura 1: Layout del dispositivo WaveSAX (a sinistra) e modello in scala 1:5 (a destra)

Per quanto riguarda i materiali realizzativi si valutano e confrontano due diverse opzioni, in acciaio inox oppure in materiale composito in fibra di vetro.

Lo studio aiuta inoltre ad identificare le fasi del ciclo di vita del dispositivo più rilevanti in termini di impatto ambientale.

2.2. Valutazione ed interpretazione dell'impatto del ciclo di vita

L'unità funzionale adottata nell'analisi LCA corrisponde ad un kWh generato dal dispositivo WaveSAX. L'analisi considera tutte le varie fasi del ciclo di vita "from cradle to grave" includendo quindi l'assemblaggio delle componenti meccaniche ed elettroniche, l'installazione, la manutenzione in fase d'uso ed il fine vita come raccomandato in Raventos et al., 2010. Il calcolo degli impatti sulle diverse matrici ambientali si esegue ricorrendo al metodo ILCD 2011 midpoint versione 1.0.9, tenendo conto delle raccomandazioni del JRC, 2011 nella scelta degli indicatori.

Nello specifico, si valuta l'impatto del WaveSAX nell'intero ciclo di vita per le seguenti nove categorie: climate change, ozone depletion, particulate matter, ionising radiation (human health), photochemical ozone formation, acidification, terrestrial eutrophication, aquatic eutrophication, resource depletion (mineral, fossil and renewable). La vita utile del dispositivo è di 20 anni.

3. Dati di inventario per l'analisi LCA

L'analisi LCA è stata eseguita avvalendosi del software SimaPro e delle librerie Ecoinvent per i dati di letteratura inerenti i processi secondari (produzione dei materiali, estrazione materie prime). I dati primari relativi al processo di assemblaggio del WaveSAX ed ai quantitativi di materiali necessari per la realizzazione sono stati ricavati dai disegni progettuali del prototipo sviluppati da RSE in collaborazione con PERSICO Marine.

Il presente studio considera quattro differenti configurazioni di realizzazione del WaveSAX: la prima che prevede il dispositivo installato esternamente ad una struttura portuale (molo, antemurale, diga foranea, etc.) già esistente tramite dei supporti di fissaggio, utilizzando l'acciaio inox come materiale principale per la realizzazione delle componenti strutturali e

della turbina; la seconda con analoga installazione ma con l'impiego di materiale composito in vetroresina pultrusa al posto dell'acciaio inox per le componenti citate in precedenza; ed infine la terza e la quarta in cui il dispositivo, realizzato rispettivamente in acciaio e materiale composito, viene integrato all'interno di una struttura portuale di nuova costruzione.

Considerate le modalità d'installazione del dispositivo, non risultano necessarie azioni per il suo ancoraggio o fondazione, in quanto nelle configurazioni 1 e 2 il WaveSAX è fissato direttamente alla struttura portuale, mentre nelle configurazioni 3 e 4 è integrato nella struttura stessa. Per quanto riguarda la connessione elettrica alla rete, il WaveSAX – allo stato attuale – è in grado sia di generare in isola, in quanto provvisto di un sistema di accumulo (valutato all'interno delle componenti del PTO), sia d'immettere in rete l'energia prodotta. L'analisi LCA non considera l'eventuale posa di un nuovo cavo vista la vicinanza delle utenze. Inoltre la connessione alla rete è un'invariante rispetto alle configurazioni di progetto.

La Tabella 1 riporta le quantità di materiale necessario per la costruzione del WaveSAX a seconda della configurazione realizzativa, nell'ipotesi di una vita utile del dispositivo di 20 anni. Nello specifico, sono necessari 16 845 kg di materiali nella configurazione 1, 10 976 kg nella configurazione 2, 2 665 kg per la soluzione in acciaio integrata nell'opera portuale e 1 126 kg per quella in composito. Le componenti strutturali incidono più del 90% circa sul peso totale del dispositivo nelle configurazioni 1 e 2, mentre del 30% circa nella configurazione 3 e del 65% nella configurazione 4.

Per confrontare i risultati dell'analisi con altri studi analoghi reperibili in letteratura (Uihlein, 2016) si è considerato un capacity factor CF di 0.2. L'energia prodotta dal dispositivo nell'intera vita utile può essere quindi calcolabile tramite l'equazione $E_{vita\ utile} = P_{nom.} \cdot CF \cdot 8760 \cdot 20 = 526\ MWh$, in cui P_{nom} è la potenza nominale del dispositivo di 15 kW, 20 sono gli anni di vita utile del dispositivo e 8760 le ore in un anno. Per garantire la funzionalità del dispositivo nell'intero arco temporale prefissato, si considera un sistema anticorrosione costituito da anodi sacrificali di zinco da sostituire ogni 2 anni, e una verniciatura annuale del WaveSAX con apposita vernice antifouling. Inoltre, si prevede la sostituzione delle boccole polimeriche ogni 10 anni per via della loro usura.

Tabella 1: Materiale e peso in kg delle componenti del WaveSAX per le diverse configurazioni analizzate

	Conf. 1 (acciaio)	Conf. 2 (composito)	Conf. 3 (acciaio)	Conf. 4 (composito)
ASSEMBLAGGIO				
Componenti strutturali				
Struttura di protezione	8800	8800	0	0
Supporti di fissaggio alla banchina dell'antemurale	760	150		
Condotta presa a mare	3040	600		
Struttura portante del sistema	760	150	760	150
Camera di generazione	190	37,5	190	37,5
Colonna oscillazione	1520	300		
Asse	190	30	190	30
Supporto inferiore asse	554,8	109,5	554,8	109,5
Boccole polimeriche	36,7	36,7	36,7	36,7
Componenti PTO e del sistema di generazione e controllo				
Ogiva	95	21	95	21
Turbina rotore	65	13	65	13
Turbina pale	57	11	57	11
Sistema di generazione e controllo	615	615	615	615
INSTALLAZIONE				
Energia assemblaggio (kWh)	2 526,7	1 646,4	399,7	168,9
Trasporti (tkm)	25 267	16 464	3 997	1 689
USO e MANUTENZIONE				
Sistema passivo ad anodi sacrificali di zinco	75	15	15	15
Vertice antifouling	87	87	87	87
MASSA TOTALE (kg)	16 845	10 976	2 665	1 126

Infine per quanto riguarda l'assemblaggio e l'installazione del dispositivo WaveSAX, si assume una distanza di 1500 km per il trasporto delle componenti strutturali e del PTO al sito di assemblaggio, ed un consumo energetico in funzione del peso della configurazione del WaveSAX (0.15 kWh per ogni kg del dispositivo come proposto da Uihlein, 2016).

L'analisi LCA considera diversi scenari di smaltimento a fine vita del dispositivo in funzione del materiale utilizzato per la sua costruzione. Di seguito, si riportano per le diverse classi merceologiche le supposizioni fatte per lo smaltimento:

- acciaio inox delle componenti strutturali degli scenari 1 e 3: si ipotizza che l'80% del materiale a fine vita del dispositivo sia destinato al processo di riciclaggio, mentre il restante 20% finisca in discarica. Il valore della percentuale di acciaio assegnato al riciclo è giustificato dal trend del recupero di acciaio in Italia negli ultimi anni (UNIRE, 2017)
- materiale composito delle componenti strutturali degli scenari 2 e 4: si suppone che una metà del materiale plastico sia destinata all'incenerimento e l'altra metà finisca in discarica. Nonostante l'utilizzo dei materiali compositi in vari settori industriali sia considerevolmente aumentato, il suo riciclo è diventato un tema molto importante ma ancora lontano da una soluzione industriale: a causa della loro complessa composizione (fibre, matrice e riempitivi), della reticolazione nelle resine termoindurenti e della combinazione di altri materiali, al giorno d'oggi, la maggior parte degli scarti dei materiali compositi sono mandati in discarica (Molino, 2016).
- materiale elettrico del PTO: si ipotizza che il 50 % del materiale che costituisce le componenti elettriche sia destinato all'incenerimento e che l'altro 50 % possa essere processato per la separazione dei materiali (cavi, plastica, acciaio ecc.) ed eventuale riutilizzo.
- cemento della struttura protettiva da fissare all'opera portuale esistente negli scenari 1 e 2: si ipotizza che la totalità del materiale finisca in discarica.
- vernice antifouling: circa il 50% inviato in discarica, il 42% mandato all'incenerimento e circa l'8% destinato al trattamento speciale.

4. Risultati

Tenendo presente che i dispositivi per lo sfruttamento dell'energia marina vengono considerati essere una tecnologia che dovrà contribuire alla crescita di un sistema energetico a basse emissioni di carbonio, e per questo il loro sviluppo viene promosso, si è deciso di analizzare in dettaglio ed utilizzare le emissioni di gas serra come principale indicatore per il confronto.

A tal riguardo, il grafico di Figura 2 riporta il raffronto delle emissioni di gas serra generate delle quattro diverse configurazioni, specificando il contributo delle diverse attività (realizzazione componenti strutturali e del PTO, installazione e trasporto dei materiali, manutenzione e smaltimento finale). Da questo grafico è evidente la preferibilità del materiale composito rispetto all'acciaio inox dal punto di vista dell'impatto ambientale nella categoria climate change. Da notare inoltre, come la fase di smaltimento per le configurazioni in acciaio sia pressoché trascurabile (configurazione 1 e 3) mentre altrettanto non si può dire per le soluzioni realizzative in materiale composito (configurazione 2 e 4).

Il valore delle emissioni dovute alla realizzazione del PTO è pressoché uguale in tutte le configurazioni analizzate, in quanto la parte elettronica rimane immutata al variare del materiale da costruzione principale; il sistema di accumulo, necessario nella soluzione in isola del dispositivo, è il maggiore responsabile per le emissioni riguardanti il PTO.

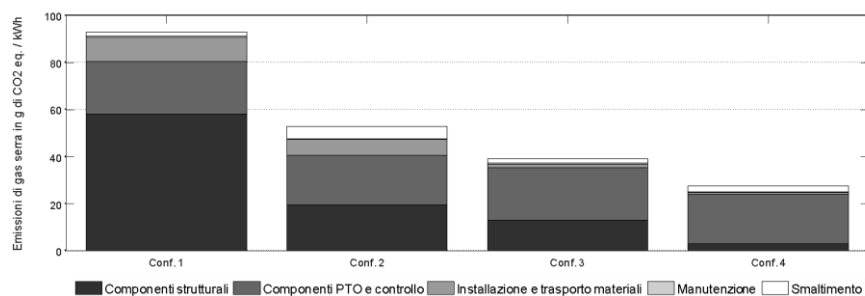


Figura 2: Confronto tra le diverse opzioni progettuali del dispositivo WaveSAX in termini di emissioni di CO₂ equivalente per kWh prodotto

Il grafico di Figura 3 mostra il confronto tra le quattro configurazioni progettuali analizzate considerando tutte le categorie d'impatto raccomandate dalle linee guida del JRC, 2011.

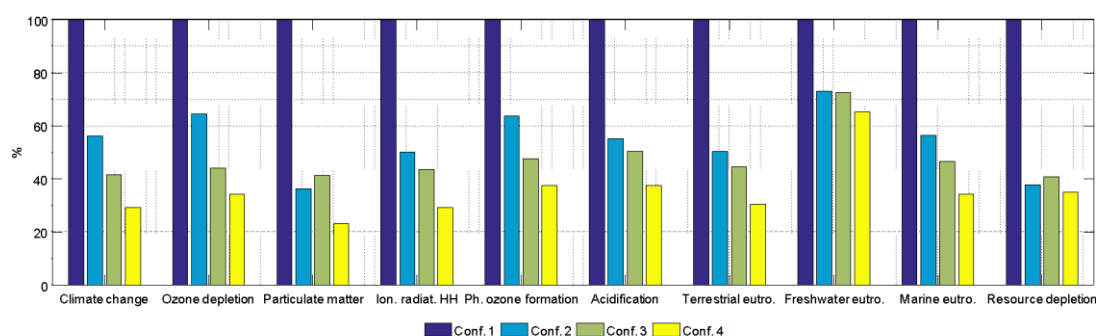


Figura 3: Confronto relativo tra le diverse opzioni progettuali del dispositivo WaveSAX considerando tutte le categorie d'impatto raccomandate dal JRC

4.1. Analisi di incertezza

La quantità di materiale per le singole parti del dispositivo è stata stimata a partire dal progetto preliminare del WaveSAX a scala reale; questi quantitativi sono comunque soggetti ad un certo livello di incertezza. Si è quindi eseguito un'analisi di incertezza del dato (nello specifico, l'analisi Monte Carlo) ipotizzando che il valore della quantità dei materiali per la costruzione del dispositivo (sia delle componenti strutturali che quelle del PTO) segua una distribuzione lognormale con varianza pari a 1,1.

In Tabella 2 vengono mostrati i risultati ottenuti dalla simulazione Monte Carlo applicata alla stima delle emissioni di gas serra per le quattro configurazioni progettuali considerate; in particolare, oltre al valore medio e mediano, si riporta il valore minimo e massimo delle emissioni considerando un intervallo di confidenza del 95% (ossia i percentili 2,5 e 97,5).

Tabella 2: Risultati ottenuti dall'analisi Monte Carlo per ogni configurazione del dispositivo, e considerando il solo impatto nella categoria climate change

	Emissioni di gas serra in g di CO ₂ eq. / kWh			
	Media	Mediana	2,5 percentile	97,5 percentile
Configurazione 1	93,2	93,2	87,1	99,2
Configurazione 2	52,8	52,9	49,9	55,8
Configurazione 3	27,7	27,6	25,6	30,1
Configurazione 4	39	39	36,4	41,7

I valori della tabella escludono la possibilità di sovrapposizione dei risultati, ossia il valore massimo (ultimo quantile) di una configurazione non supera mai il minimo (primo quantile) di un'altra configurazione se la media della prima è inferiore alla media della seconda.

5. Conclusioni

L'analisi LCA ha consentito un confronto tra le diverse soluzioni progettuali individuate per il WaveSAX, rivelandosi un utile strumento a supporto dell'ecodesign del dispositivo. Le quattro opzioni progettuali sono state confrontate tra loro valutando gli impatti sui diversi comparti e matrici ambientali, facendo riferimento agli indicatori raccomandati dal metodo ILCD 2011 midpoint. Da quanto emerso dai risultati, risulta evidente che:

- la soluzione del dispositivo in materiale composito è da preferire in termini d'impatto ambientale alla soluzione in acciaio inox nonostante quest'ultimo materiale sia più facilmente riciclabile; ciò emerge dal confronto tra la configurazione 1 (acciaio) e 2 (composito), e dal confronto tra la configurazione 3 (acciaio) e 4 (composito).
- le soluzioni progettuali che prevedono la realizzazione del dispositivo all'interno di un cassone sono da preferirsi rispetto alle configurazioni con il dispositivo fissato esternamente all'opera portuale come risulta dal confronto tra la configurazione 1 (acciaio, dispositivo esterno) e 3 (acciaio, dispositivo interno) e dal confronto tra la configurazione 2 (composito, dispositivo esterno) e 4 (composito, dispositivo interno). Ovviamente la realizzazione del dispositivo all'interno di un cassone in cemento può essere attuata solo qualora si preveda di costruire una nuova struttura portuale.

Confrontando le soluzioni progettuali del WaveSAX con altri dispositivi che sfruttano l'energia marina (Figura 4) emerge che le configurazioni in materiale composito e quelle che prevedono la realizzazione del dispositivo all'interno della struttura portuale si comportano decisamente meglio della media degli altri dispositivi; mentre le emissioni della configurazione in acciaio fissata esternamente all'opera portuale sono nella media.

Secondo i dati attualmente reperibili in letteratura relativi ai dispositivi per lo sfruttamento dell'energia marina (sia maree che moto ondoso) l'emissione media è di 53±29 gCO₂ eq./kWh. Per consentire un confronto con altre rinnovabili (il cui grado di maturità non è comunque paragonabile), si ricorda che le emissioni medie di gas serra per l'eolico ed il solare fotovoltaico sono rispettivamente di 34 e 50 gCO₂ eq./kWh, per il fotovoltaico a concentrazione di 20–80 gCO₂-eq./kWh e per il geotermico di 40–80 gCO₂-eq./kWh (Uihlein, 2016).

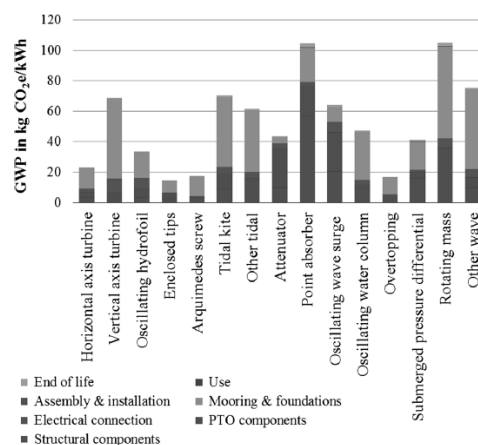


Figura 4: Emissioni di CO₂ equivalente per kWh per i vari dispositivi di sfruttamento dell'energia marina (Uihlein, 2016)

Questo lavoro è stato finanziato dal Fondo di Ricerca per il Sistema nell'ambito dell'Accordo di Programma tra RSE S.p.A. ed il Ministero dello Sviluppo Economico - Direzione generale per il mercato elettrico, le rinnovabili e l'efficienza energetica, il nucleare - in ottemperanza del DM, 8 marzo 2006

6. Bibliografia

- EU Commission-Joint Research Centre, 2011, International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact, Publication Office of the European Union, Luxemburg
- Falcão, AFO, Henriques, JCC, 2015. Oscillating-water-column wave energy converters and airturbines: A review. *Renewable Energy*. 85, 1391-1424.
- ISO, 2006. ISO/IEC 14040:2006 (E) Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework.
- ISO, 2006. ISO/IEC 14044:2006 (E) Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines.
- Molino, S, 2016. Ottimizzazione di componenti in composito per l'industria delle infrastrutture di reti elettriche, telefoniche e dei trasporti.0
- Peviani, M, 2015. WAVESAX device: conceptual design and perspectives, 8th European Seminar OWEMES 2015, Offshore Wind and other marine renewable Energies in Mediterranean and European Seas, Rome, Italy, 8-9 Oct.
- Raventos, A, Simas, T, Moura, A, Harrison, G, Thomson, C, Dhedin, JF, 2010. Life Cycle Assessment for marine renewables. *EquiMar (Equitable Testing and Evaluation of Marine Energy Extraction Devices in terms of Performance, Cost and Environmental Impact)*. Deliverable D6.4.2. Grant Agreement number: 213380.
- Uihlein, A, 2016. Life cycle assessment of ocean energy technologies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 1425–1437.

Environmental effectiveness of the Solar Home Systems based on LCA

Federico Rossi¹, Maria Laura Parisi^{1,2,3}, Simone Maranghi^{1,2}, Riccardo Basosi^{1,2,3}, Adalgisa Sinicropi^{1,2,3}

¹R²ES Lab, Research on Renewable Energy and Sustainability, Department of Biotechnology, Chemistry and Pharmacy, University of Siena.

²CSGI, Center for colloid and surface science.

³Institute of Chemistry of Organometallic Compounds (CNR-ICCOM).

Email: federico92.rossi@gmail.com

Abstract

The decarbonisation of the energy systems represents an important goal for the European Union. In this perspective, Energy Storage Systems are playing a key role to overcome the problem of electricity fluctuations from renewable sources, which is limiting their penetration in the electric grid. A Solar Home System is a smart grid at residential level integrating batteries, PV panels and a backup generator. Solar Home Systems for household energy supply have been designed and modelled considering several installation sites in Europe. After that, the Solar Home Systems environmental performances have been evaluated using a life cycle assessment approach. The results show that nickel cobalt aluminium oxide and nickel cobalt manganese oxide batteries are the most sustainable for this application. Moreover, outcomes from this study show that in northern EU countries Solar Home Systems are more impactful than the national electricity mix.

1. Introduction

Climate changes represent a huge environmental issue, which is responsible for burdens like the ice-melting and the desertification of the planet. This problem is mainly due to the emissions of greenhouse gases (GHGs) to the atmosphere. In the global ranking of the main GHGs emitters (Olivier and Peters, 2018), European Union (EU) emits 4.6 Gt CO_{2,eq} per year just after China (13.5 Gt CO_{2,eq}) and United States (5.1 Gt CO_{2,eq}). In this context, the electricity production accounts for the 35% of EU CO_{2,eq} releases. Talking about power plants, it is important to consider both direct and indirect GHG flows: in traditional plants atmospheric releases come from the construction (CO), the operation (OP) and the end of life (EoL) phases. Differently, PV plants are not responsible for direct GHGs emissions during the OP, but indirect flows are released anyway during the CO and EoL phases. In this context, life cycle assessment (LCA) is the most powerful methodological tool for environmental sustainability assessment; moreover, it allows to consider environmental issues such as the depletion of raw materials. This is particularly relevant for Energy Storage Systems (ESSs) that are constructed using rare materials such as lithium and cobalt. According to the US Geological Survey (US Geological Survey, 2018) the average cost of cobalt more than doubled in the last year as consequence of the fast depletion of this metal. Also, lithium is not abundant on Earth, but the recent recovery of new reservoirs has partially mitigated the problem. However, ESSs are fundamental for the decarbonisation of mobility and for overcoming the intrinsic variability of productivity from renewable sources. Indeed, the electric grids are designed to operate in constant conditions and consequently the penetration of solar and wind power plants productivity could determine a grid instability. ESSs can avoid this kind of events if the exceeding power is stored and smartly managed. More research is required to improve the technical, economic and environmental performances of ESSs. In this context, one of the main objectives of the European Strategic Technology Plan (SET Plan) (European Commission - SET Plan, 2018), regards the sustainable development of ESSs.

The aim of this study is to evaluate the environmental sustainability of a residential electric grid, named Solar Home System (SHS), composed of a PV plant, a diesel generator and several different kind of lithium-ion batteries (LIBs). The LIBs analysed by Peters and Weil

have been considered as their content of cobalt is lower than traditional devices (Peters and Weil, 2018).

An outline of the paper is presented as following:

- Introduction: the problem of smart grids sustainability is briefly described.
- Methodology: the SHS is analysed using a three steps methodology considering eight different installation sites within EU countries, identified by their capital cities, where household consumption profiles have been statistically analysed by Quoilin et al. (Quoilin et al., 2016).
- SHS design: the characteristics of the plant are defined based on representative values of energy consumption and weather conditions.
- SHS modelling: the performances of the designed plant are defined based on dynamic values of energy consumption and weather conditions.
- LCA phase: the environmental performances of the plant are assessed based on the previous section results; a sensitivity analysis is performed as it allows to compare the SHS environmental performances in terms of different weather conditions.
- Results: the most sustainable SHSs configuration are indicated and interpreted.
- Conclusions: the main findings of the paper are summarized.

2. Methodology

A multi-step methodological approach, composed by design, modelling and LCA analysis, has been applied for the environmental assessment of a SHS powering a residential load represented by a family composed of three people. Such approach is applied to several SHSs differing for the installation sites and for the type of LIBs.

2.1. SHS design

The minimum power required to the PV plant ($P_{PV,min}$) for the self-sufficiency of the SHS is evaluated using Eq. (1):

$$P_{PV,min} = \frac{E_{load}}{h_{eq} \cdot \eta_{el}} \quad (1)$$

Where E_{load} is the energy consumption of the users, whose estimation is based on average values per capita (European Commission, 2017). Concerning h_{eq} , it is the lowest number of full-power equivalent hours of the PV plant per day during the year. Its value is based on an online tool (Joint Research Centre - JRC, 2012) and is representative of the local weather conditions. These parameters are listed in *Table 1* for every country considered in this study.

Table1: Input data for the design of the SHSs in several countries

Parameter	DK	ES	FR	GR	HU	IT	PT	RO
E_{load} [MWh/year]	5.4	4.5	7.2	5.6	3.3	3.2	3.8	1.8
h_{eq} [hours]	0.7	3.3	1.2	2.9	1.0	2.8	3.3	1.6

η_{el} is the SHS electric efficiency which depends on the losses due to commercial charge controllers (CCs) and inverter (Is) (Mastervolt Italia Srl, 2019) and other complex or casual phenomena (Massimo Montopoli, 2012). Its value is set to 72% on a precautionary basis.

Commercial PV panels (Tenka Solar, 2017) are connected in strings and have a finite power of 330W. The quantity of CCs and wiring materials depends on the PV power (Balcombe et al., 2015) whereas the Is have been selected based on the maximum user absorption (3kW). The LIBs bank is designed to provide one day autonomy to the SHS according to Eq. (2):

$$C = \frac{E_{load}}{DoD \cdot V} \quad (2)$$

Where V is the LIBs pack nominal voltage (48V) and the Depth of Discharge (DoD) is the measure of the maximum energy withdrawn from the battery as percentage of its capacity (80%).

2.2. SHS modelling

From the design phase it is not possible to predict the SHSs performances in detail, thus these must be evaluated in dynamic off-design conditions. The productivity profiles of the PV plants are evaluated using TRNSYS16 (The University of Wisconsin Madison, 2006) whose library contains a meteorological model. Country-specific load profiles are provided by Quoilin et al. (Quoilin et al., 2016); among them, those profiles that best fit the design inputs have been selected. Based on these inputs, the energy balance of the LIBs has been solved using Matlab/Simulink (Mathworks, 2018) whose library contains a block to simulate the electrochemistry of LIBs. Thermal and ageing effects have been considered for the calculation of the energy flows and the batteries lifespan. The block requires the discharge voltage profiles of the LIBs block and the number of cycles as function of the DoD. These inputs have been evaluated starting from manufacturers' datasheets and literature sources (Feng et al., 2014; Wu et al., 2017; Xu et al., 2018). A simplified natural ageing model (Grolleau et al., 2016) has also been implemented for the estimation of LIBs natural ageing.

2.3. LCA Phase

Following the requirements of the ISO standards 14040 and 14044 (ISO, 2006), LCA has been applied for the environmental impact assessment of the SHSs. A cradle to grave approach has been applied using openLCA (Greendelta GmbH, 2019) and Ecoinvent 3.2 (Moreno Ruiz et al., 2015).

2.3.1. Goal and Scope Definition

The goal of this assessment is the detection of the most sustainable type of LIB (Peters and Weil, 2018) for a SHS in relation to the installation site. Furthermore, the environmental effectiveness of the SHSs is evaluated compared to the national electricity mixes. As the SHS is designed to provide electricity supply to the user, that is the functional unit of the analysis, the reference flow is set to 1 MWh of energy delivered to the load. The system boundaries are defined accordingly to the sketch illustrated in *Figure 1* encompassing all phases of the life cycle of SHSs. The system operative time is supposed to be equal to 25 years based on PV expected lifespan (Narayan et al., 2018).

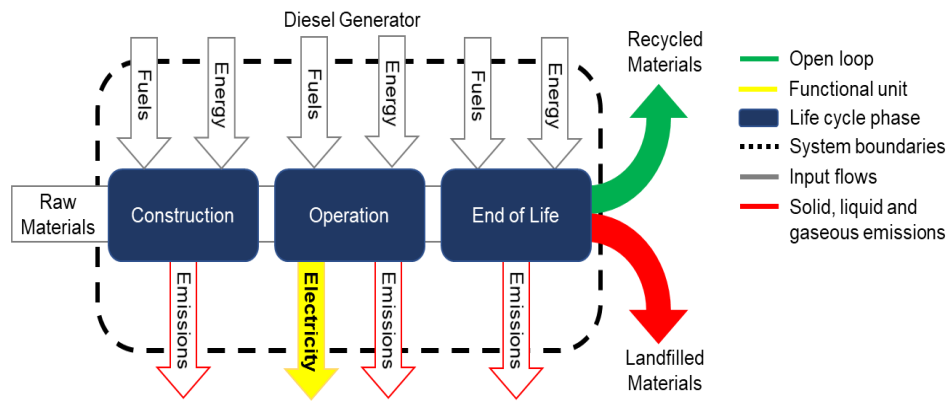


Figure 1: Sketch of the system boundaries of the SHS

2.3.2. Life Cycle Inventory (LCI)

A simplified inventory is summarized in *Table 2* based on Ecoinvent 3.2 processes. Market processes are used in order to include all the average transportations in the analysis. The amount of backup energy (BE) from the diesel generator has been assessed by the SHS dynamic simulation and depends on the LIB chemistry. From the LIBs energy balance, we can assess that Paris and Athens require more BE than the other sites. Concerning the LIBs inventory, Peters and Weil (Peters and Weil, 2018) provided a full dataset for CO, but the input quantities depend on the sizing equation and the LIBs lifespan (SHS modelling).

Table 2: LCI of the SHS

	LIBs [Ah]			PV panels [items]	BE [MWh]		Is [items]	CCs [kg]	Wiring [kg]
	min	max			min	max			
DK	1077.8	2482.5		86	18.5	31.9	3.5	110	26.7
ES	918.0	2167.7		16	12.2	18.5	3.5	27.5	5
FR	1404.1	3207.2		66	37.7	41.9	3.5	82.5	20.5
GR	1121.8	2687.8		22	27.2	33.9	3.5	27.5	6.8
HU	671.4	1574.0		38	6.9	9.5	3.5	55	11.8
IT	617.7	1424.5		16	16.4	20.4	3.5	27.5	5
PT	793.0	2055.9		14	12.6	16.6	3.5	27.5	4.3
RO	380.2	885.8		14	2.4	3.5	3.5	27.5	4.3
Ref	Peters and Weil openLCA dataset (based on Ecoinvent 3.2)			market for PV panel, single-Si wafer	market for diesel, burned in electric generating set, 18.5 kW		market for inverter 2.5 kW	charger production, for electric passenger car	cable production; tube insulation production, elastomere

After the operative life, LIBs materials are supposed to be partially recovered with hydrometallurgical and pyrometallurgical processes (Weber et al. 2018). Narayan et al. (Narayan et al., 2018) provide information about PV panels EoL, whereas other studies

(Tschümperlin et al. 2016; Bekkelund, 2013; Balcombe et al., 2015) are used to model disposal of electric converters, define the amount of wires and their lifespan. A higher number of PV panels is required at latitudes characterized by lower values of solar radiation (such as Paris and Copenhagen) where more energy is consumed by users on average (European Commission, 2017).

2.3.3. Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

All calculations are performed with the ReCiPe endpoint v.1.11 (2014) method that characterizes the environmental burden through sixteen impact categories. Furthermore, using the normalisation and weighting set Europe H/A (person/year), results are compared with the average environmental impact of a European citizen in one year. The Hierarchist (H) approach is considered a default choice because it represents the most moderate model. Finally, results are converted in single score values (expressed as Pts/MWh) and aggregated to compare different system products.

3. Results

In this section, single score environmental impacts (I) are reported for each of the chosen countries (Table 2) and discussed together with a contribution analysis that, although performed for all the configurations, is showed considering only the most sustainable ones, for conciseness. To identify the different LIBs, the nomenclature adopted by Peters and Weil (Peters and Weil, 2018) has been used. One of the main findings of the proposed analysis is that Bauer (NCA) batteries represent the best choice for most of the installation sites, except for Spain and Greece where M-B have the lowest environmental impact. The matching of LIBs characteristics with the operative conditions and their specific eco-profile determines the SHS score site by site. The characteristics of Bauer (NCA) and M-B (NCM) are very similar and for such reason the gap between the impact values are very small (under 4%). These LIBs are the most sustainable solution because cobalt and other materials (aluminium, manganese) are combined to get a trade-off among rarity of resources, energy density, maximum charge and discharge rates and expected lifespan. From the results listed in Table 3 we can observe that the lowest SHS impact occurs in Spain and Portugal, where $h_{eq}h_{eq}$ is maximum (Table 1).

Contrarily in Paris and Copenhagen the solar radiation is very low, and the user absorption is the highest. This combination is very negative for the SHS environmental sustainability and the single score burden is estimated as the highest. In Budapest and Bucharest, the negative effect related to the lack of solar radiation is mitigated by a low energy consumption. SHSs in Rome and Athens have a moderate impact because of an intermediate combination of solar energy availability and household consumption. The contribution analysis is coherent with the results of the design phase: the percentage impact of the PV plants (22.9%-59.1%) increases when the solar radiation is low, at higher latitudes (FR, DK, HU). When the PV contribution declines, the percentage burden of the LIBs and the backup energy supplied by the diesel generator increases. The LIBs contribution (13.1%-28.9%) is generally lower than that of the panels, whereas the diesel generator percentage score (18.3%-54.2%) is comparable with that of the PV generator. As the use of the generator is concentrated during low radiation months, the installation of seasonal ESSs could be helpful to overcome this problem (Rossi et al., in preparation).

Table 3: Rated power and battery bank nominal capacity

	DK	ES	FR	GR	HU	IT	PT	RO
Selected LIB	Bauer (NCA)	M-B (NCM)	Bauer (NCA)	M-B (NCM)	Bauer (NCA)	Bauer (NCA)	Bauer (NCA)	Bauer (NCA)
<i>II</i> [Pts/MWh]	85.3	42.0	74.8	55.3	61.6	57.6	45.7	46.8
PV	59.1%	26.8%	39.7%	22.6%	58.3%	24.1%	25.5%	51.5%
LIBs	13.1%	28.9%	15.0%	21.5%	18.3%	18.5%	25.7%	24.8%
BE	26.0%	41.7%	44.0%	54.2%	20.6%	54.6%	46.2%	18.3%
Others	1.8%	2.6%	1.3%	1.7%	2.8%	2.8%	2.6%	5.4%

Finally, the electric equipment instead, including wiring, Is and CCs, shows much smaller impact values (1.3%-5.4%).

Figure 2 summarizes the single score environmental impacts of every analysed SHS compared to the electricity mix per MWh. The results show that the use of a SHS represents an environmental benefit compared to the grid except for the installation in Copenhagen and Paris. As already stated, the main reason is that the SHSs environmental impacts are the highest in these locations. Moreover, investigating the energy contribution behind the electricity mixed contained in Ecoinvent, the percentage contribution of fossils in Denmark electricity mix is only 31%, compared for instance to Italy where it is 56%.

The remaining part is represented by renewables, especially wind that is the 22% of the total, and the electricity imported by other sustainable electricity mixes such as Sweden and Norway.

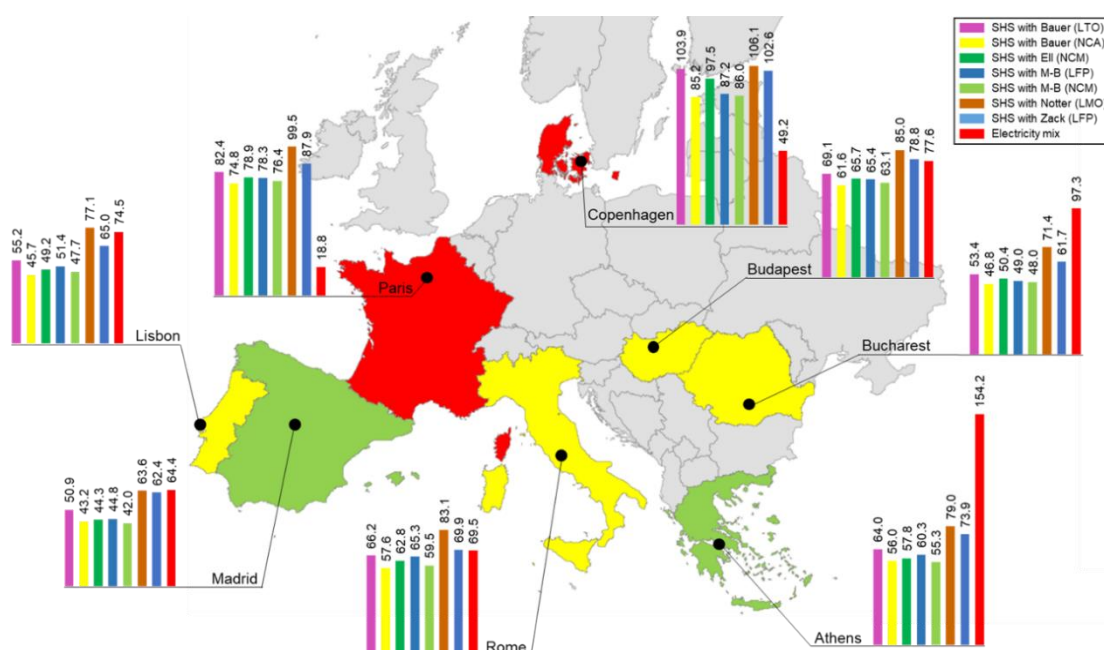


Figure 2: Country-specific single score results of LCA applied to SHSs

The French electricity mix is assessed as the most sustainable one, but it represents a very special case because 75% of it comes from nuclear whose environmental sustainability is a very controversial topic. This depends on the fact that the output flow named “Radioactive species” does not correspond to any characterization factor using the employed calculation method. Thus, an adequate characterization factor should be attributed to it in order to perform the environmental LCA of French energy mix more precisely. In this analysis Greece turns out to be the country that benefits the most from the SHS as the Greek electricity mix is the most impactful for the environment among the considered case studies. Indeed 72% of grid electricity comes from fossils, especially lignite that represents the 44%.

4. Conclusions

In this paper an environmental assessment of SHSs is presented for different locations in Europe. Several SHSs are designed, modelled and compared using LCA as decisional tool. The main results achieved are:

- the SHSs energetic and environmental performances in northern sites are very different from southern sites. Indeed, given the higher energy demand and lower insolation in northern countries, more powerful PV plants and larger batteries are required. Thus, it is not a surprise that the PV modules and LIBs give major contributions to the environmental impact.
- In southern countries the system is much more sustainable and the highest contribution to the burden is given by the diesel generator for the backup energy supply. A seasonal ESS could in principle mitigate this problem.
- Bauer (NCA) and M-B (NCM) batteries are assessed to be the most sustainable ones. Thus, combining cobalt and other materials is an effective solution to improve the SHS eco-profile.
- SHSs are more sustainable than the grid electricity in almost all sites, especially in Athens, and with the exception of Copenhagen and Paris.

5. Bibliography

Australian Energy Market Operator, 2017. Black system, South Australia, 28 September 2016 589–591.

Balcombe, P, Rigby, D, Azapagic, A, 2015. Environmental impacts of microgeneration: Integrating solar PV, Stirling engine CHP and battery storage. *Appl. Energy* 139, 245–259.

Bekkelund K. A Comparative Life Cycle Assessment of PV Solar Systems. 2013, Master thesis in Energy and Environmental Engineering, Norwegian University of Science and Technology Department, Department of Energy and Process Engineering.

European Commission, 2017. Eurostat., viewed on 20 Mar 2019
<https://ec.europa.eu/eurostat/web/gisco/geodata/reference-data>

European Commission - SET Plan, 2018. Integrated SET - Plan Action 7 “Become competitive in the global battery sector to drive e - mobility and stationary storage forward “ 1–70.

Feng, F, Lu, R, Zhu, C, 2014. A Combined State of Charge Estimation Method for Lithium-Ion Batteries Used in a Wide Ambient Temperature Range 3004–3032. *Energies*. 7. 3004-3032.

Greendelta GmbH, 2019. openLCA 1.8 software.

Grolleau, S, Baghdadi, I, Gyan, P, Marzouk, MB, Duclaud, F. 2016. Capacity fade of lithium-ion batteries upon mixed calendar / cycling aging protocol, in: EVS29 Symposium, Montreal, Canada 19-12 June.

International Standards Organization - ISO, 2006. ISO14040-14044.

Joint Research Centre - JRC, 2012. PVGIS, viewed 20/03/2019, <<http://re.jrc.ec.europa.eu/pvgis/>>

Massimo Montopoli, 2012. Impianti Fotovoltaici: Guida Pratica. CEI - Comitato Elettrotecnico Italiano.

- Mastervolt Italia Srl, 2019. Mastervolt product datasheets-Mass Combi Ultra 48/3500 - SCM60-MPP, viewed 20 Mar 2019, <<https://www.mastervolt.it/prodotti/>>.
- Mathworks, 2018. Matlab/Simulink 2019b software.
- Meteonorm, 2006. Meteonorm information, viewed 20 Mar 2019, <<https://meteonorm.com/>>.
- Moreno Ruiz, E, Lévová, T, Bourgault, G, Wernet, G, 2015. Documentation of changes implemented inecoinvent database 3.2 2.
- Narayan, N, Papakosta, T, Vega-Garita, V, Qin, Z, Popovic-Gerber, J, Bauer, P, Zeman, M, 2018. Estimating battery lifetimes in Solar Home System design using a practical modelling methodology. Appl. Energy 228, 1629–1639.
- Olivier, J., Peters, J., 2018. Trends in global CO₂ and total greenhouse gas 2018 report 53.
- Peters, JF, Weil, M, 2018. Providing a common base for life cycle assessments of Li-Ion batteries. J. Clean. Prod. 171, 704–713.
- Quoilin, S, Kavvadias, K, Mercier, A, Pappone, I, Zucker, A, 2016. Quantifying self-consumption linked to solar home battery systems: Statistical analysis and economic assessment. Appl. Energy 182, 58–67.
- Tenka Solar, 2017. Mono Crystalline Module technical datasheet, viewed 20 Mar 2019, <<http://www.tenkasolar.com/>>.
- The University of Wisconsin Madison, 2006. TRNSYS16 software.
- Tschümperlin, L, Stolz, P, Frischknecht, R, 2016. Life cycle assessment of low power solar inverters (2.5 to 20 kW) Swiss Federal Office of Energy SFOE 3.
- US Geological Survey, 2018. Mineral Commodity Study 2018.
- Weber, S, Peters, JF, Baumann, M, Weil, M, 2018. Life Cycle Assessment of a Vanadium Redox Flow Battery. Environ. Sci. Technol. 52, 10864–10873.
- Wu, Y, Keil, P, Schuster, SF, Jossen, A, 2017. Impact of Temperature and Discharge Rate on the Aging of a LiCoO₂/LiNi_{0.8}Co_{0.15}Al_{0.05}O₂ Lithium-Ion Pouch Cell, Journal of The Electrochemical Society, 164, 1438–1445.
- Xu, B, Member, S, Oudalov, A, Ulbig, A, Andersson, G, Kirschen, DS, 2018. Modelling of Lithium-Ion Battery Degradation for Cell Life Assessment. IEEE Transactions on Smart Grids, 9, 1131–1140.

Carbon footprint di impianti modello per la produzione di energia dal mare

Morena Bruno¹, Nicoletta Patrizi¹, Riccardo M. Pulselli¹, Simone Bastianoni¹

¹ Ecodynamics Group, Dipartimento di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente, Università di Siena,
Pian dei Mantellini 44, 53100 Siena, Italia.
Email: morena.bruno@student.unisi.it

Abstract

Il presente lavoro ha stimato, mediante l'analisi del ciclo di vita (Life Cycle Assessment - LCA), le emissioni di gas climalteranti di cinque impianti modello per la produzione di energia elettrica sfruttando le energie marine, caratterizzati da differenti tecnologie. Gli impianti sono stati studiati e confrontati tra loro ipotizzando una loro possibile collocazione presso l'Isola del Giglio al fine di soddisfare le richieste elettriche degli abitanti. La metodologia LCA ha permesso di valutare le principali criticità, in termini di Carbon Footprint (t CO₂eq), valutate mediante l'indicatore GWP100 di ogni singola tecnologia. Confrontando le emissioni di CO₂eq generate dal ciclo di vita di ogni singolo impianto con la loro produttività elettrica annua (MWh), è stata valutata la Carbon Intensity of Electricity - CIE (t CO₂eq/MWh). I risultati ottenuti dalla CF e dalla CIE hanno mostrato che i sistemi a colonna d'acqua oscillante (OWC) generano emissioni di gas climalteranti maggiori mentre i dispositivi a tracimazione ondosa (overtopping) mostrano migliori performance.

1 Introduzione

Mari e oceani rappresentano uno tra i più importanti asset di capitale naturale a nostra disposizione, oltre ad essere fonte di abbondante energia pulita (COM (2014) 8). La Commissione Europea ha elaborato la 'Blue Growth Strategy' (COM (2012)494), allo scopo di incentivare lo sviluppo dell'economia del mare, mediante l'attuazione di una politica marittima integrata. Sviluppare il potenziale associato all'energia dagli oceani, ad esempio, non darebbe solo impulso alla crescita economica e all'occupazione, ma migliorerebbe la sicurezza in termini di approvvigionamento energetico e stimolerebbe la competitività tramite l'innovazione tecnologica (COM (2014) 008).

Con il concetto di *Blue Energy*, si identificano tutte quelle tecnologie in grado di sfruttare l'energia del mare per produrre risorse utili, come ad esempio l'elettricità. Secondo l'IPCC (2011), tra le fonti energetiche a disposizione si individuano: onde, escursioni di marea, correnti di marea, correnti marine, gradiente termico e gradiente di salinità. Nel caso specifico dell'Europa, il potenziale maggiore per lo sviluppo di energia dal mare è legato alle coste dell'Atlantico, ma potenziali non indifferenti sono rilevabili anche nel bacino del Mediterraneo e del Baltico (EC, MEMO, 2014).

A oggi, lo stato dei dispositivi che sfruttano energia dal mare è per lo più allo stadio di prototipo e, secondo dati ENEA, in grado di ricoprire solamente lo 0,02% della domanda energetica a livello europeo (<https://www.edison.it/it/onoff/energia-dal-mare-un-immenso-potenziale-da-scoprire>). D'altra parte, con l'aiuto del progresso tecnologico e del sostegno pubblico nella prima fase di sviluppo, il settore dell'Energia Blu potrebbe registrare nel tempo uno sviluppo analogo a quello dell'energia eolica offshore (COM (2014) 008). Come per le altre tecnologie rinnovabili, i progetti che sfruttano l'energia dal mare hanno lunghi periodi di ritorno degli investimenti economici, a causa dei rilevanti costi energetici nelle loro prime fasi di sviluppo (Pérez-Collazo et al., 2015).

A tal proposito, l'analisi del ciclo di vita (Life Cycle Assessment - LCA) è ampiamente riconosciuta come strumento utile per valutare i carichi ambientali dati dalla produzione di energia da differenti fonti rinnovabili e non (Amponsah et al., 2014; Sannino e Cavicchioli, 2013). Ad oggi, il numero di analisi LCA riguardanti convertitori di energia oceanica è piuttosto ridotto (es. Rule et al., 2009; Sørensen et al., 2006; Walker et al., 2011; Uihlein, 2016; Elginoz e Bas, 2017).

In tale contesto, lo scopo di questo studio è stato quello di valutare tramite la metodologia LCA, la Carbon Footprint (t CO₂eq) di cinque impianti modello per la produzione di energia elettrica grazie allo sfruttamento di *Blue Energy* nel Mediterraneo. Per ipotizzarne la collocazione nell'area del Mediterraneo, è stato supposto un valore medio del mix energetico italiano, quale fonte di elettricità per l'implementazione delle tecnologie. Gli impianti analizzati sono: una colonna d'acqua oscillante (*oscillating water column* - OWC); una diga marittima a tracimazione ondosa; una boa galleggiante; una turbina eolica offshore ad asse verticale e un aquilone sottomarino. Successivamente lo studio ha valutato la Carbon Intensity of Electricity (CIE), misurata in t CO₂eq/MWh, di ciascuna tecnologia, per stimare le emissioni di gas effetto serra per produrre o utilizzare una certa quantità di elettricità (Moro e Lonza, 2017).

2 Materiali e Metodi

2.1 Casi studio

Gli impianti modello analizzati sono stati selezionati per l'innovativo design e le modalità di funzionamento, tra i 150 casi studio valutati dal Progetto Interreg Med MAESTRALE (<https://maestrale.interreg-med.eu/>), che ha lo scopo di investigare i punti di forza, di debolezza, le opportunità e i rischi dell'implementazione di tecnologie blu, al fine di informare e promuovere il loro sviluppo nel Mediterraneo. Poiché alcune di queste sono pensate per contesti e condizioni climatiche con potenziale energetico superiore rispetto a quello medio mediterraneo, nel presente lavoro sono stati considerati dispositivi a piccola scala (Bozzi et al., 2018), poiché hanno un maggiore grado di sopravvivenza, ridotti costi di mantenimento e minori rischi economici (Magagna e Uihlein, 2015).

Il primo impianto considerato è una diga marittima per la conversione di energia ondosa, la cui unità base è un cassone cellulare in cemento armato con una potenza installata di 40 kW. Tramite un sistema di compressione dell'aria, il dispositivo è in grado di catturare l'energia del moto ondoso servendosi di un principio di funzionamento detto a colonna d'acqua oscillante (OWC). All'interno di ciascun cassone, infatti, è collocata una camera di assorbimento in cui l'oscillazione verticale del livello dell'acqua genera un polmone d'aria che consente di azionare una coppia turbina-generatore con conseguente produzione di elettricità.

Il secondo dispositivo è una diga a tracimazione ondosa (*overtopping*) in cemento armato con potenza installata di 3 kW, in grado, per produrre energia, di sfruttare il gradiente idraulico dato dalla differenza tra il livello medio del mare e quello del bacino di raccolta dell'acqua di tracimazione. Quando le onde arrivano, risalgono una rampa e confluiscono in serbatoi di raccolta, dove il carico idraulico alimenta delle turbine che, insieme all'apparato elettro-meccanico, consentono la produzione di elettricità.

Il terzo sistema è una boa in acciaio ancorata, tramite un cavo in metallo, ad un corpo cilindrico sommerso, anch'esso in acciaio, all'interno del quale è alloggiato un pistone che viene messo in movimento dal moto relativo tra il cilindro ed il galleggiante la cui potenza installata è di 20 kW (Lissandron, 2010). Potendo connettere un cospicuo numero di boe a un generatore lineare fissato al fondale tramite un plinto in calcestruzzo, il movimento dei singoli moduli consentirebbe di generare energia che, tramite cavi sottomarini, potrebbe essere direttamente immessa nella rete elettrica.

La quarta tecnologia è un aquilone sottomarino in fibra di carbonio per la conversione di energia da correnti marine e di marea con potenza installata di 50 kW. Il dispositivo è fissato al fondale marino tramite un cavo in acciaio e dotato di un sistema di controllo interno che gli permette di seguire una traiettoria prestabilita, ottimizzando così il processo di conversione energetica (<https://minesto.com/our-technology>). Mentre il *kite* "vola" sott'acqua, il flusso di acqua attraversa e aziona una turbina che, collegata a un generatore,

permette di produrre elettricità. Quest'ultima viene convogliata verso la terraferma tramite un generatore connesso al cavo elettrico posto all'interno della fune di ancoraggio del dispositivo.

Infine, è stata considerata una turbina eolica offshore ad asse verticale con 30 kW di potenza installata e costituita da una torre in acciaio la quale a sua volta è bilanciata da un contrappeso posto sul fondo. In cima alla struttura è alloggiato un rotore costituito da tre pale verticali e parti meccaniche di collegamento. Il dispositivo, inoltre, si serve di quattro cavi d'acciaio che lo tengono ancorato al fondale. L'unica parte dell'impianto che non si muove, è quella che ospita il generatore di energia elettrica, la quale, una volta prodotta, viene convogliata alla rete locale tramite cavi sottomarini.

2.1.1 **LCA delle tecnologie selezionate**

L'analisi LCA è stata condotta in conformità alle ISO 14040 e 14044 (2006). Il ciclo di vita degli impianti è stato diviso in tre fasi principali: 1) fabbricazione, 2) assemblaggio-installazione, 3) manutenzione. La fase di dismissione e il fine vita non sono stati conteggiati, poiché lo studio propone una valutazione preliminare degli impianti e le modalità di riciclaggio e smaltimento delle componenti materiali differiscono in relazione al luogo dove essi sono implementati. Poiché le valutazioni della Carbon Footprint dei 5 impianti di conversione di energie marine in elettricità sono state sviluppate all'interno del progetto MAESTRALE, la scelta dell'unità funzionale è stata dettata dalle necessità del progetto. In particolare, il progetto MAESTRALE prevede la realizzazione di analisi di fattibilità dell'implementazione di impianti alimentati da blue energy in contesti reali includendo la valutazione della sostenibilità ambientale. Uno dei contesti selezionati per tali valutazioni è stata l'Isola del Giglio in Toscana in cui le circa 400 famiglie residenti hanno un consumo di elettricità annuo pari a 2,7 MWh/famiglia (ARERA, 2018). Per tale motivo, l'unità funzionale (UF) scelta è la potenza nominale di 500 kW ottenuta da 13 cassoni OWC, 167 unità *overtopping*, 25 boe, 10 aquiloni e 17 turbine offshore. Tale potenza sarebbe in grado di soddisfare i bisogni energetici dell'intera Isola del Giglio.

In riferimento ai confini del sistema, essi includono i principali processi del ciclo di vita dalla culla al cancello.

Dati specifici circa i materiali e l'energia necessaria alla fabbricazione delle componenti strutturali (Fase 1) sono stati stimati sulla base di computi metrici e considerando le componenti principali per ogni singolo dispositivo: strutture in cemento armato/acciaio/fibra di carbonio, zavorra con materiale di dragaggio per il sistema OWC, fondazioni con micropali e sostegni in acciaio per la diga *overtopping*, ormeggi in calcestruzzo per i dispositivi offshore, coppie turbina-generatore, cavi di ancoraggio, connessioni elettrica tramite cavo elettrico terrestre e sottomarino).

Per ciascun sistema modello, è stata valutata la composizione dei materiali dei cavi terrestri e marini necessari alla trasmissione dell'elettricità prodotta. Sebbene la lunghezza dei cavi sia variabile a seconda della collocazione dell'impianto, i materiali considerati sono gli stessi; eccetto per gli elementi utilizzati come conduttori elettrici (rame o alluminio) nei cavi sommersi, che variano con la profondità. Per valutare la composizione, sono stati presi a esempio i cavi sottomarini modello SA.PE.I (SArdegna-PEnisola Italiana) (<https://energycue.it/trasmissione-energia-mare-sa-pe-i/9173/>), dotati di un *core* conduttivo e una parte isolante (Rourke et al., 2010). Per i cavi di connessione alla rete elettrica onshore, invece, abbiamo considerato la composizione di un comune cavo elettrico terrestre. Le perdite elettriche non sono state conteggiate.

L'assemblaggio-installazione (Fase 2) conteggia i flussi di materia (legno per le forme in cemento armato) ed energia (diesel per il funzionamento di pale gommate e per alimentare una barca che staziona in mare nel caso dei dispositivi offshore, elettricità per il lavoro in

fabbrica) richiesti per l'installazione dei dispositivi, oltre alle emissioni date dal trasporto dei materiali e delle componenti costruttive al sito di assemblaggio (Douglas et al., 2008). È stato considerato un intervallo temporale di 8 mesi (133 giorni effettivi considerando giorni di fermo) per l'intera fase di costruzione.

Nel caso dei sistemi onshore, la manutenzione (Fase 3) non richiede particolari input di materia ed energia per il mantenimento, per tale motivo, sono stati ipotizzati solo i consumi di un'automobile che nell'arco di un anno compie 12 viaggi, per una distanza complessiva di 30 km, per il monitoraggio degli impianti. Per i sistemi offshore, invece, è stato ipotizzato che le componenti sostitutive siano pre-assemblate in fabbrica e, nel caso del loro trasporto ai siti offshore, sono stati valutati i consumi energetici relativi all'utilizzo di una chiatta che percorrerebbe una distanza complessiva di circa 60 km, nel caso della boa, e di 100 km per l'aquilone sottomarino e per la turbina eolica. Informazioni specifiche relative ai materiali sostitutivi sono stati omessi dal LCI e dalla valutazione LCA. Per quanto concerne le parti sostituibili dei modelli offshore, si è supposto che si tratti di componenti strutturali (eccetto per i plinti/ormeggi in calcestruzzo).

Il tempo di vita stimato per i vari impianti è variabile: 60 anni per i sistemi in cemento armato onshore e 20 per quelli offshore. Inoltre, per alcuni degli elementi costruttivi (es. connessione elettrica) i tempi di vita sono stati differenziati al fine di tenere in considerazione l'usura e i necessari interventi di manutenzione o di sostituzione.

Il software SimaPro 8.4.0 (PRè, 2014) è stato utilizzato per modellizzare l'inventario e condurre il Life Cycle Impact Assessment. Ecoinvent v3.1 (Wernet et al., 2016) è il database utilizzato come fonte di dati secondari. La Tabella1 riporta gli input considerati nel Life Cycle Inventory dei cinque impianti modello per UF.

Tabella 1: *Inventario dei flussi di materia ed energia per le tre fasi del ciclo di vita di ciascun impianto modello. Tutti i dati sono riferiti all'unità funzionale 500 KW (i.e. 13 OWC, 167 unità diga, 25 boe, 10 aquiloni e 17 turbine offshore)*

Input	OWC	Diga	Boa	Aquilone	Turbina	Unità di misura
FABBRICAZIONE						
Cemento armato	1332,40	113,55	1255,00	5,42	9,23	t
Calcestruzzo	926,49	-	-	-	-	t
Sabbia	1933,13	-	-	-	-	t
Pietrame	462,43	-	-	-	-	t
Acciaio	0,83	129,30	330,06	103,11	107,26	t
Magnete NdFeB	-	0,10	4,50	-	0,06	t
Fibra di vetro rinforzato	-	0,03	-	4	0,22	t
Ghisa	0,31	-	45,60	0,24	-	t
Alluminio	-	0,10	0,69	2,08	0,30	t
Rame	2,76	33,81	12,88	1,11	13,21	t
Gomma	1,10	14,19	5,21	0,42	0,72	t
Zinco	-	-	1,00	-	-	t

Input	OWC	Diga	Boa	Aquilone	Turbina	Unità di misura
Vernice acrilica	-	-	1,88	-	0,01	t
Ferro	4,19	53,88	4,03	1,61	2,74	t
PVC	0,55	4,73	0,33	0,13	0,22	t
Carta	-	-	0,78	0,93	1,58	t
Piombo	-	-	4,90	5,88	10,00	t
Polietilene	-	-	0,39	0,69	0,80	t
Polipropilene	-	-	0,48	0,58	0,98	t
Poliuretano	-	-	-	-	0,02	t
ASSEMBLAGGIO - INSTALLAZIONE						
Diesel	0,33	0,43	0,12	0,12	0,03	t
Elettricità	0,87	11,22	1105,88	442,35	752,00	kWh
Legno	0,07	0,003	$0,83 \cdot 10^{-3}$	$0,13 \cdot 10^{-3}$	$0,22 \cdot 10^{-3}$	t
Camion merci	113431,93	13977,44	50031,20	6310,44	7367,72	tkm
MANUTENZIONE						
Auto	4680,00	60120,00	-	-	-	km
Diesel	-	-	0,12	0,12	0,04	t
Barca	-	-	9633,00	2414,18	2550,17	tkm

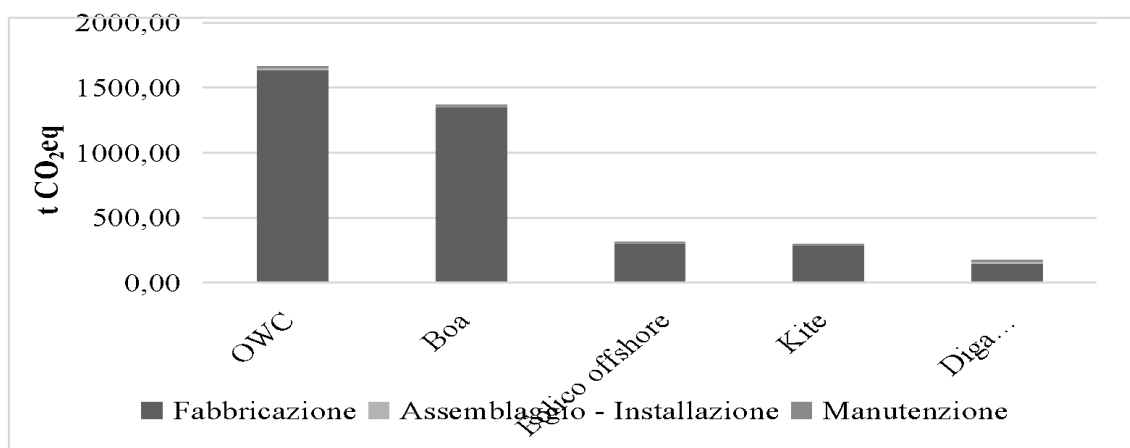
Il metodo di caratterizzazione usato in questo studio è il Global Warming Potential - GWP con orizzonte temporale di 100 anni (IPCC, 2013), per quantificare la Carbon Footprint (CF).

In questo studio ci siamo focalizzati sulla valutazione dei processi del ciclo di vita e sulla produzione di elettricità tramite cinque impianti, limitandoci al loro contributo al cambiamento climatico. Una valutazione completa degli impatti, inclusiva delle altre categorie di impatto, sarà lo scopo di una futura ricerca.

3 Risultati e Discussioni

I risultati riportati in Figura 1 evidenziano che ai 13 cassoni corrisponde il valore più alto di CF pari a 1653 t CO₂eq, di cui 1636 t CO₂eq sono da attribuire alla fase di fabbricazione (99%). I 167 moduli *overtopping*, invece, hanno le migliori prestazioni con una CF di 181 t CO₂eq, di cui circa 148 t CO₂eq riconducibili alla fase di fabbricazione (99%). Tra i due estremi, si collocano le 25 boe con una CF di 1359 t CO₂eq, le 17 turbine offshore con 306 t CO₂eq e i 10 aquiloni con 286 t CO₂eq. Anche per queste ultime tre tecnologie, la fase del ciclo di vita che più incide nel determinare la CF totale, è quella della fabbricazione: 1351 t CO₂eq (boe), 305 t CO₂eq (turbine), 285 t CO₂eq (aquiloni).

Figura 1: Risultati dell'indicatore GWP100, relativi alle tre fasi del ciclo di vita di ciascuna tecnologia avente una potenza elettrica installata di 500 kW



Valutando in dettaglio le voci connesse alla fase di assemblaggio-installazione, invece, emerge che i contributi di maggiore rilievo sono quelli relativi al trasporto, effettuato con mezzi pesanti fra il sito di reperimento dei materiali costruttivi e il cantiere e l'elettricità impiegata per il lavoro in fabbrica.

La fase di manutenzione non contribuisce significativamente alla CF totale di ciascuna tecnologia, mentre la fase di assemblaggio-installazione ha contributi trascurabili che oscillano tra lo 0,4% e lo 0,6% della CF totale per ogni dispositivo.

Nel caso dei sistemi onshore, colonna d'acqua oscillante e diga *overtopping*, calcestruzzo e ferro sono i materiali che, in termini di impatti, incidono di più nella fase di costruzione del singolo modello, con un contributo percentuale complessivo dell'84% nel primo caso e del 56% nel secondo. In generale, quattro materiali (cemento, acciaio, calcestruzzo e mattoni), sono i contributi chiave agli impatti ambientali dei materiali da costruzione (Huang et al., 2018). Nello studio di LCA di tecnologie per lo sfruttamento di energia oceanica, Uihlein (2016) evidenzia come solo il calcestruzzo rappresenti circa il 32% in peso nei dispositivi a colonna d'acqua oscillante e circa il 56% per nei sistemi *overtopping*. Al tempo stesso, però, il riciclaggio del cemento costituisce un fattore di grande slancio per la tutela dell'ambiente, poiché elimina la necessità dell'estrazione in cava e dello smaltimento dei detriti nelle discariche e riduce drasticamente le emissioni di CO₂ (Alizieri et al., 2015). Un altro materiale rilevante per la valutazione degli impatti è l'acciaio, che rappresenta il 78,2%, il 76,1% e il 52,8 % della CF totale di ciascun modello offshore: aquilone, turbina eolica e boa. Secondo Dahlsten (2009), i potenziali impatti ambientali dovuti alla realizzazione di un impianto che sfrutta energia da moto ondoso, derivano principalmente dalla fase di fabbricazione. In particolare, la produzione delle parti in acciaio dà un notevole contributo al risultato finale (Dahlsten, 2009). Lo stesso vale per i sistemi eolici galleggianti che differiscono notevolmente da quelli fissi a terra, in quanto per la loro costruzione è previsto un maggiore impegno di acciaio e di cemento armato (Weinzettel et al., 2009). Anche per l'aquilone sottomarino, infine, l'utilizzo di acciaio per la turbina da 50 kW, per il cavo di connessione all'ormeggio e per l'armatura del cavo elettrico sottomarino, è di gran lunga il contributo principale alle emissioni di CO₂, come confermato da Douglas et al. (2008).

La valutazione in termini di CF ha permesso di verificare se l'implementazione di tecnologie blu potrebbe favorire o meno la transizione verso un'economia improntata su basse emissioni di carbonio.

I risultati ottenuti sono poi stati messi a confronto con le stime di produttività elettrica annua (MWh) di ciascun dispositivo, per valutare la Carbon Intensity of Electricity (CIE) e verificare

se la produzione elettrica ipotizzata avrebbe minori emissioni di gas serra rispetto all'attuale mix elettrico italiano, pari a 0,58 t CO₂eq/MWh (Ecoinvent, 2014).

Non è ancora disponibile il valore della CIE specifico dell'Isola del Giglio, in cui l'elettricità è prodotta tramite un generatore alimentato a diesel.

I dati di produttività dei sistemi onshore sono stati ricavati direttamente da misurazioni fatte nel Mar Mediterraneo, mentre per boa e aquilone, si tratta di valori registrati rispettivamente in Nuova Zelanda e nel Mar del Nord, e, per tale motivo, in via cautelativa e per non sovrastimare la produzione potenziale, sono stati scelti i valori con ordine di grandezza inferiore. Nel caso della turbina eolica, invece, è stato preso come riferimento il valore di produttività annua calcolato per un comune impianto eolico avente una potenza installata di 20 kW.

I cassoni OWC, anche in termini di CIE, hanno un impatto maggiore rispetto alle altre tecnologie, con 0,80 t CO₂eq/MWh. Ulteriore conferma si ha dal modello *overtopping* che mostra le migliori prestazioni, con 0,09 t CO₂eq/MWh. In posizione intermedia, ritroviamo le 25 boe con un valore di CIE di 0,68 t CO₂eq/MWh, le 17 turbine con 0,34 t CO₂eq/MWh e, infine, i 10 aquiloni con 0,19 t CO₂eq/MWh. Queste ultime, inoltre, hanno prestazioni ottimali se comparate con il mix elettrico italiano.

Dal confronto tra i risultati della CIE e quelli emersi dalla valutazione del solo indicatore GWP100, si ha la perfetta sovrapposizione delle prestazioni di ciascun impianto modello. Dal rapporto tra le t di CO₂eq emessa e l'elettricità prodotta annualmente, il sistema *overtopping* risulterebbe essere la scelta più idonea, a parità di potenza installata, per la produzione di energia tramite lo sfruttamento di *Blue Energy*. Tale struttura, totalmente integrata nel sistema portuale, consentirebbe di catturare l'energia dal moto ondoso anziché dissiparla, trasformando le tradizionali dighe portuali in strutture attive per la produzione di elettricità. Oltre a consentire la riduzione delle dimensioni delle mantellate a protezione della costa, un ulteriore vantaggio è quello avere costi e prestazioni analoghe a quelle delle dighe tradizionali, con l'aggiunta dei benefici dovuti alla produzione di energia (Contestabile et al., 2016).

4 Conclusioni

Coniugare performance ambientali ottimali e buoni livelli di produttività energetica, è l'obiettivo da perseguire nello sviluppo di impianti per la conversione di fonti rinnovabili, quali le *Blue Energy*. Sebbene la sostenibilità sia un problema estensivo, la scelta di utilizzare un indicatore intensivo, come la CIE, t CO₂eq/MWh, permette, non solo di valutare il costo ambientale associato all'investimento, ma anche di favorire la realizzazione di quei progetti che, nel lungo periodo, consentano di compensare lo sforzo economico, producendo energia pulita e quindi con minori emissioni. Sulla base dei risultati ottenuti e di ulteriori informazioni di contorno, quali: il tipo di tecnica costruttiva, il principio di funzionamento e le caratteristiche meteomarine dell'ipotetico sito di installazione, la capacità di fare scelte idonee per l'inserimento di questi impianti in ambiente, potrebbe essere incentivata.

Sebbene l'utilizzo delle *Blue Energy* sia ancora a uno stato embrionale, studiare quanto si stia sviluppando in giro per il mondo e verificarne l'applicabilità nel Mediterraneo è il primo passo per individuare le soluzioni più promettenti, sia prossime alla fase commerciale, sia ancora in fase di sperimentazione. In particolare, volendo individuare possibili collocazioni per queste tecnologie nell'area Mediterranea, le zone a più alta energia risulterebbero essere l'area nord-ovest della Sardegna e la costa occidentale della Sicilia (Iuppa et al., 2015).

5 Bibliografia

- Alizieri, T, Contestabile, P, 2015. Strategie progettuali e realizzative per il miglioramento delle caratteristiche di sostenibilità del Dimemo.
- Amponsah, NY, Troldborg, M, Kington, B, Aalders, I, Hough, RL, 2014. Greenhouse gas emissions from renewable energy sources: A review of lifecycle considerations. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 39, 461-475.
- Autorità di Regolazione per Energia Reti e Ambiente (ARERA), 2018. Available on <https://www.arera.it/it/dati/eeep35.htm>
- Bozzi, S, Giassi, M, Miquel, AM, Antonini, A, Bizzozero, F, Gruosso, G, Archetti, R, Passoni, G, 2017. Wave energy farm design in real wave climates: the Italian offshore. *Energy*, 122, 378-389
- Commissione Europea, 2012. Comunicazione della commissione al parlamento europeo, al consiglio, al comitato economico e sociale europeo e al comitato delle regioni. Crescita Blu. Opportunità per una crescita sostenibile dei settori marino e marittimo. Bruxelles, 13.9.2012, COM (2012)494 final.
- Commissione Europea, 2014. Comunicazione della commissione al parlamento europeo, al consiglio, al comitato economico e sociale europeo e al comitato delle regioni. Energia blu. Realizzare il potenziale dell'energia oceanica dei mari e degli oceani europei entro il 2020 e oltre. Bruxelles, 20.1.2014, COM (2014)008 final.
- Contestabile, P, Ferrante, V, Di Lauro, E, Vicinanza, D, 2016. Prototype Overtopping Breakwater for Wave Energy Conversion at Port of Naples. *International Ocean and Polar Engineering Conference*.
- Dahlsten, H, 2009. Life Cycle Assessment of Electricity from Wave Power. [MSc thesis]. University of Agricultural Sciences, Sweden.
- Douglas, CA, Harrison, GP, Chick, JP, 2008. Life cycle assessment of the Seagen marine current turbine. *Engineering for the Maritime Environment*, 222 (M1).
- Ecoinvent, 2014. Ecoinvent Database v3.3. Swiss Centre for Life-cycle Inventories. Dübendorf, Switzerland. Available from: <http://www.ecoinvent.org/database/>.
- Elginöz, N, Bas, B, 2017. Life Cycle Assessment of a multi-use offshore platform: Combining wind and wave energy production. *Ocean Eng.* 145, 430-443.
- European Commission (EC), MEMO, 2014. Questions and Answers on an action plan to support the development of blue energy.
- Huang, B, Zhao, F, Fishman, T, Chen, WQ, Heeren, N, Hertwich, EG, 2018. Building Material Use and Associated Environmental Impacts in China 2000 – 2015. *Environ. Sci. Technol.*, 52, 14006 – 14014
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2011. Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2013. Fifth Assessment Report. The Physical Science Basis.
- International Standard Organization (ISO) 14040 (2006). Environmental Management and Life Cycle Assessment e principles and Framework, Goal and Scope Definition and Life Cycle Inventory Analysis, Life Cycle Impact Assessment and Life Cycle Interpretation.
- International Standard Organization (ISO) 14044 (2006). Environmental Management and Life Cycle Assessment e requirements and Guidelines.
- Iuppa, C, Cavallaro, L, Vicinanza, D, Foti, E, 2015. Investigation of suitable sites for wave energy converters around Sicily (Italy). *Ocean Sci.*, 11, 543-557.
- Lissandron, S, 2010. Energia dal moto ondoso. Wave energy. Tesi di laurea triennale. Università degli studi di Padova.
- Magagna, D, Uihlein, A, 2015. JRC Ocean Energy Status Report. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Moro, A, Lonza, L, 2017. Electricity carbon intensity in European Member States: Impacts on GHG emissions of electric vehicle. *Transportation Research Part D: Transport and environment*
- Pérez-Collazo, C, Greaves, D, Iglesias, G, 2015. A review of combined wave and offshore wind energy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 42, 141-153.

PRé Consultants, 2014. Simapro 8.4.0 Available at: www.pre.nl/simapro/default

Rourke, FO, Boyle, F, Reynolds, A, 2010. Marine current energy devices: current status and possible future applications in Ireland. *Renewable and Sustainable Energy Review*, 14, 1026-1036.

Rule, BM, Worth, ZJ, Boyle, CA, 2009. Comparison of life cycle carbon dioxide emissions and embodied energy in four renewable electricity generation technologies in New Zealand. *Env. Sci. Technol.* 43(16), 6406-6413.

Sannino, G, Cavicchioli, C, 2013. Overcoming Research Challenges for Ocean Renewable Energy. Available at: https://setis.ec.europa.eu/energy-research/sites/default/files/library/ERKC_PB%20Ocean%20Renewable%20Energy.pdf

Sørensen, HC, Naef, S, Anderberg, S, Hauschild, MZ, 2006. Life cycle assessment of the wave energy converter: Wave Dragon. In: *Int. Conf. Ocean Energy. From Innovation to Industry*. OTTI, Bremerhaven, Germany.

Uihlein, A, 2016. Life cycle assessment of ocean energy technologies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21, 1425-1437.

Walker, S, Howell, R, 2011. Life cycle comparison of a wave and tidal energy device. *Proc. Inst. Mech. Eng. Part M J. Eng. Marit. Environ.* 225(4), 325-337.

Weinzettel, J, Reenaas, M, Solli, C, Hertwich, EG, 2009. Life cycle assessment of a floating offshore wind turbine. *Renewable Energy*, 34, 742-747.

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 Assess.* 21, 1218-1230.

Analisi del ciclo di vita e monetizzazione dei costi esterni: un'applicazione al confronto tra auto

Pierpaolo Girardi¹, Cristina Brambilla¹, Giulio Mela¹

¹Ricerca sul Sistema Energetico – RSE S.p.A

Email: pierpaolo.girardi@rse-web.it

Abstract

L'obiettivo dello studio è di confrontare le esternalità generate da diverse motorizzazioni di un'auto media per il trasporto privato lungo l'intero ciclo di vita. Il confronto comprende le motorizzazioni elettrica, ibrida plug-in, a metano, benzina e diesel. La metodologia messa a punto per calcolare i costi esterni dovuti alle diverse opzioni tecnologiche fa uso di fattori di danno che presuppongono un'assegnazione geografica degli impatti potenziali ricavabili dall'applicazione della metodologia LCA. Per la valutazione dei costi esterni, sono state prese in considerazione le emissioni di PM_{2.5}, NO_x, SO₂, NH₃, NMVOC e CO_{2eq}. Tali fattori di danno tengono conto di: anno di emissione; altezza di emissione; area geografica di emissione; densità abitativa della regione di emissione; condizioni socio-economiche della popolazione che risiede nella regione di emissione.

1. Introduzione

La transizione verso una mobilità elettrica è vista come una grande opportunità per ridurre gli impatti ambientali del settore trasporti (Cusenza, et al., 2019). Questo concerne sia le emissioni ad effetto serra, sia le emissioni inquinanti. Tuttavia, è noto che per una valutazione complessiva degli effetti di una tale transizione occorra un approccio di ciclo di vita (Gao L, 2012). Per questo negli ultimi anni sono stati numerosi gli studi di *Life Cycle Assessment* (LCA) che hanno confrontato veicoli elettrici con omologhi veicoli a benzina o diesel. Un recente studio di revisione bibliografica ne ha contati oltre settanta (Nordelöf, et al., 2014). La conclusione generale che si può trarre dagli studi di letteratura è quella di un generale vantaggio dei veicoli elettrici rispetto agli omologhi, ma questo dipende da molteplici fattori. Innanzitutto deriva dal mix di produzione dell'energia elettrica, poi dalla vita utile considerata per i veicoli e, soprattutto, per le batterie delle auto elettriche. Molto rilevanti sono anche le ipotesi relative ai consumi energetici (cicli di omologazione o consumi reali). Da ultimo, sono ovviamente importanti le categorie di impatto considerate in quanto per alcune di queste – ad esempio freshwater ecotoxicity- i veicoli elettrici risultano più impattanti (Hawkins, 2013). In questo quadro, in cui può risultare difficile per decisori politici ed industriali trarre delle conclusioni chiare, può rivelarsi utile tentare di monetizzare i diversi impatti ambientali (Morel, et al., 2018).

Nonostante molti studi riconoscano l'utilità di affiancare LCA e valutazione dei costi esterni nel settore dei trasporti ed in generale nelle valutazioni ambientali (Weidema, et al., 2013), la maggior parte di essi fa uso di fattori di danno medi (espressi in €/t di inquinante emesso), senza prendere in considerazione aspetti legati alla differenziazione geografica degli impatti (Weis, et al., 2016).

L'approccio "geografico" sviluppato nell'ambito di questo studio permette di calcolare le "esternalità ambientali" attraverso un processo concettuale simile a quello di un classico indicatore di impatto LCA (ISO - The International Organization for Standardization, 2006), ovvero un indicatore per il quale sia possibile effettuare le operazioni di classificazione (individuare tutti i flussi fisici dell'inventario che vi contribuiscono) e caratterizzazione (assegnare a tali flussi fisici un "peso" che renda conto del loro contributo all'indicatore per unità fisica, ad esempio per unità di emissione) previste nella fase di valutazione di una LCA.

2. Aspetti metodologici

Come già accennato, la metodologia proposta consiste in un LCA in cui la fase di Impact Assessment non avviene attraverso le tradizionali categorie di impatto ma attraverso fattori di caratterizzazione che dipendono da dove avviene il singolo processo e, quindi, le singole emissioni. In altri termini, si opera quella che viene chiamata in letteratura la *Spatial Differentiation* (Jeswani, et al., 2010). Per questo nella presente sezione vengono descritte le normali fasi di Goal and Scope da ISO 14040 e verrà descritto l'indicatore "costi esterni". L'approccio utilizzato è quello "attributional".

2.1. Descrizione dell'oggetto dello studio

L'analisi confronta veicoli per il trasporto privato in area urbana. In particolare si confrontano un veicolo elettrico, un veicolo diesel, un benzina, un benzina ibrido-plugin ed uno a metano. Al fine di rendere più uniforme possibile il servizio reso dai sistemi, si è scelto lo stesso modello di auto per le diverse motorizzazioni. La scelta è ricaduta sulla Volkswagen (VW) Golf per due ragioni. La prima è che è uno dei pochi modelli (se non l'unico) venduto in tutte le versioni. La seconda è che è l'auto più venduta in Europa nel segmento C (Bekker, 2019).

Tabella 1: Principali caratteristiche dei veicoli messi a confronto.

Modello VW	Alimentazione	Peso veicolo [kg]	Peso Batteria [kg]	Potenza max motore [kW]	Coppia Max [Nm]	Consumo Urbano (l)
e-Golf 2016	elettrica	1249	318	100	290	16,8
Golf TSI 1,8L	benzina	1344	-	125	270 @ 1600	9,4
Golf TDI 2,0L	diesel	1397	-	110	320 @ 1750	7,8
Golf TGI 1,4L	Benzina+metano	1382	-	81	200@1500	4,5(II)
Golf GTE ibrida plug-in	Benzina+elettrica	1479	120	150	250@1600	1,7/ 11,4(III)
Fonte dei dati	-	(1)	(1)	(1)	(1)	(1) (2)

1 (I) espresso in kWh/100km per veicoli elettrici, in l/100km per veicoli a benzina e diesel e in kg/100km per veicoli a metano.

2 (II) consumo di metano.

3 (III) rispettivamente consumo di benzina (l/100km) ed elettrico (kWh/100 km).

4 (1) Fonte: costruttore.

5 (2) Fonte: banca dati FuelEconomy di EPA (<http://www.fueleconomy.gov/>).

La *Tabella 1* riassume le principali caratteristiche dei veicoli analizzati. I modelli benzina 1,8 e Diesel 2,0 sono stati scelti in quanto i più simili per prestazioni al veicolo elettrico.

2.2. Confini del sistema

Le fasi considerate sono: la produzione e dismissione del veicolo; la produzione e dismissione della batteria (a parte 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.

2.3. Unità funzionale

Poiché lo scopo del confronto è il trasporto passeggeri in area urbana, l'unità funzionale scelta è 1000km*passaggero in area urbana.

2.4. Qualità dei dati e sistema di allocazione

Pur non disponendo di dati sperimentali, si sono utilizzati per quanto possibile dati "primari". Questo riguarda in particolare il peso dei veicoli (reperibile presso il costruttore), i consumi (derivanti non da cicli di omologazione ma dal sito www.fueleconomy.gov che riporta le misure della *Environmental Protection Agency* Statunitense), il mix di import del petrolio greggio e del gas naturale, il rendimento e le emissioni delle centrali elettriche che derivano da TERNA e dalle dichiarazioni EMAS delle centrali registrate. Relativamente alle emissioni dirette, il veicolo è stato modellizzato utilizzando i fattori emissivi ISPRA (ISPRA, 2015) per

unità di carburante consumato, rappresentativi di un veicolo a benzina EURO 6 della categoria 1,4–2,0L. Non si tratta di dati primari ma sono molto decisamente più vicini alle emissioni reali rispetto all'uso di cicli standard quali il *New European Driving Cycle* (NEDC), per altro in via di sostituzione. Per tutti gli altri processi, è stato utilizzato il database Ecoinvent (v 3.3 (Wernet, et al., 2016)) con sistema di allocazione APOS (At the Point Of Substitution).

2.5. Metodologie di impatto ed impatti considerati

Come accennato in questo studio si considera una sola categoria di impatto: la monetizzazione dei costi esterni. In realtà tale categoria comprende i cambiamenti climatici e l'impatto sulla salute umana dell'inquinamento atmosferico (che a sua volta raggruppa la formazione di particolato fine e la formazione di ossidanti fotochimici). Per quanto riguarda i cambiamenti climatici le emissioni di CO₂eq vengono monetizzate con un fattore di danno (€/t) suggerito dalla *European Environmental Agency* (Holland, et al., 2011) che ovviamente non dipende dal luogo di emissione. Più complesso è l'approccio per la salute umana. In particolare all'interno dell'impatto sulla salute umana rientrano la mortalità e la morbidità ovvero: riduzione dell'aspettativa di vita, aumento del rischio di mortalità, nuovi casi di bronchite, ricoveri ospedalieri per problemi respiratori e cardiaci, l'uso di broncodilatatori ed altri medicinali, disturbi respiratori minori, tosse cronica, riduzione dell'attività lavorativa e perdita di giorni lavorativi. Secondo l'approccio suggerito nel progetto NEEDS (Preiss, et al., 2008) tali effetti vengono monetizzati sia attraverso i costi medici diretti, sia attraverso il costo della mancata produttività e della perdita di benessere. In particolare il progetto NEEDS ha prodotto un database di fattori di danno (€/t di inquinante emesso) che dipendono da: la nazione in cui avviene l'emissione, l'altezza di emissione (al suolo, da camino industriale, media) e dall'anno di emissione. Tali fattori di danno sono disponibili per i principali inquinanti (PM_{2.5}, NO_x, SO₂, NH₃, NMVOC) e per le nazioni Europee ed aree limitrofe. Nella metodologia proposta nel presente articolo, tali valori di danno sono stati aggiornati (il progetto NEEDS si chiuse nel 2009) ed estesi ad altre aree geografiche non coperte dal progetto NEEDS grazie alla metodologia del value transfer (Navrud, 2007). Sempre attraverso il value transfer, è stata migliorata la differenziazione dei diversi stati all'interno dell'Europa, affinando la stima di NEEDS che considerava un unico valore per la monetizzazione di un anno di vita perso (Value Of Lost Year –VOLY) per tutti gli stati. Infine, un ulteriore sviluppo rispetto ai valori proposti da NEEDS ha riguardato i fattori di danno del PM 2.5. NEEDS fornisce solo valori medi per nazione. Un recente studio promosso dalla direzione generale della Mobilità e dei trasporti Commissione Europea, (European Commission - DG MOVE, 2014) suggerisce un metodo che in prima approssimazione differenzia il valore del fattore di danno medio nazionale fornito da NEEDS in base a soglie di densità abitativa. Tale metodologia consiste nello stimare la correlazione tra il fattore medio di danno per PM_{2.5} e la densità media di popolazione (da Eurostat, dati 2016) di una determinata nazione e di utilizzare la pendenza della retta di regressione per calcolare i fattori di danno in aree in cui la densità abitativa sia minore di quella media (area rurale) o maggiore di quella media (aree urbane).

Per ogni area geografica compresa nel ciclo di vita dei in esame, per ciascun inquinante avremo quindi 3 fattori di danno (emissione al suolo, da camino industriale ed altezza media) mentre per il PM_{2.5} avremo, per la sola Italia dove avviene l'uso dell'auto, un'ulteriore distinzione per aree urbana, sub-urbana e rurale. Per poter applicare tali valori di danno ai risultati dell'inventario è stato quindi necessario assegnare a ciascun processo coinvolto nel ciclo di vita un'area geografica, un'altezza di emissioni e, nel caso del PM_{2.5} in Italia, anche una sotto-area geografica. Questo ha permesso di disaggregare i flussi (attraverso lo strumento Analysis Group di Simapro) non solo per fase del ciclo di vita, ma anche per tipologia di fattore di danno da aggregare. I risultati, come si vedrà più avanti, sono stati aggregati in macro-aree per facilità di lettura.

3. Analisi di inventario

Per quanto descritto in precedenza, nell'analisi di inventario è risultata di particolare rilevanza l'assegnazione di un dato processo (ad esempio assemblaggio dell'autovettura) ad una determinata area geografica. Questo oltre che influenzare direttamente l'inventario del processo stesso (si pensi ad esempio all'utilizzo del mix energetico adeguato), determina quale fattore di caratterizzazione (di danno) vada applicato all'emissione di quella singola fase. Di seguito si descrivono le principali fasi.

3.1. Costruzione dei veicoli

Per le VW Golf, si è ipotizzato che i veicoli vengano costruiti in Germania, come in effetti avviene, nel sito produttivo di Wolfsburg. Il riferimento geografico assegnato è "DE_high", ad indicare che le relative emissioni hanno luogo in Germania, da altezza di camino elevata (trattandosi di processo industriale). Per quanto riguarda la costruzione di *glider* (ovvero la carrozzeria e tutto quanto non costituisce motore e sistema di trasmissione), motore a combustione interna e motore elettrico, i consumi energetici sono riferiti alla Germania, mentre i fabbisogni di calore sono riferiti alla media europea (in assenza di riferimento tedesco). Analogamente, per quanto riguarda i semilavorati necessari alla costruzione, questi sono riferiti alla Germania ove possibile o, in alternativa, alla media europea.

Per quanto riguarda la produzione delle batterie al litio, queste vengono assemblate in Germania a partire da celle prodotte in Corea del Sud. I dataset di Ecoinvent sono stati quindi opportunamente modificati (si riferivano alla Cina) e le emissioni relative assegnate all'area geografica "Extra EU" per le celle e sub-componenti e alla Germania per l'assemblaggio.

3.2. Approvvigionamento dei vettori energetici

Il mix elettrico medio di ricarica del veicolo elettrico è stato sostituito con il mix elettrico marginale, rappresentato dall'insieme delle tecnologie marginali durante le ore di ricarica (Girardi, et al., 2016).

Il mix di importazione del gas naturale di Ecoinvent è stato modificato per correggere una serie di inesattezze che lo rendevano lontano dalla realtà italiana, come l'assenza della produzione nazionale, la presenza di una percentuale troppo elevata di gas naturale liquefatto (oltre il 40%) e l'assenza dell'importazione dalla Libia. Il mix di import di petrolio greggio è stato modellato in modo da essere rappresentativo della realtà italiana, secondo i dati pubblicati del Ministero dello Sviluppo Economico in (Ministero dello Sviluppo Economico - Direzione Generale Sicurezza Approvvigionamento e Infrastrutture Energetiche, 2015).

Relativamente all'energia elettrica per la ricarica delle batterie, la fase di produzione dell'energia elettrica e la fase di raffinazione dei combustibili fossili che alimentano gli impianti a fonti fossili sono localizzate in Italia, con riferimento "IT_high_rural". Le operazioni di estrazione dei combustibili fossili sono localizzate nelle relative zone di provenienza secondo gli ultimi dati resi disponibili dal MiSE (Brambilla & Girardi, 2017). Per quanto riguarda le fasi di approvvigionamento di benzina e diesel, valgono le stesse ipotesi appena esposte per i combustibili fossili che alimentano gli impianti. In questo caso, oltre alle operazioni di raffinazione, si aggiunge la fase di distribuzione dei carburanti (alla pompa di benzina) a cui è stato associato il riferimento geografico IT_low_suburban".

3.3. Uso e mantenimento dei veicoli

La fase d'uso dei veicoli tiene conto delle emissioni non esauste e, per i soli veicoli a combustione interna, delle emissioni dirette (combustione del carburante). Le emissioni non esauste rappresentano le emissioni dovute all'usura di freni, manto stradale e pneumatici conseguente al movimento del veicolo e sono parametrizzate, in Ecoinvent, in funzione del peso a pieno carico del veicolo.

Le emissioni non esauste da usura di pneumatici e manto stradale sono, a parità di peso, le medesime per veicoli tradizionali (a combustione interna) e veicoli elettrici. Relativamente all'usura dei freni, invece, si considera che per il veicolo elettrico le emissioni non esauste corrispondano al 20% di quelle dei veicoli a combustione interna, poiché si tiene conto del sistema di frenata rigenerativa (Del Duce, et al., 2016). Relativamente alle emissioni dirette per i veicoli a combustione interna (benzina e diesel), i dati Ecoinvent sono stati modificati per rappresentare veicoli di tecnologia EURO 6, utilizzando i fattori di emissione pubblicati da ISPRA (ISPRA, 2015). I fattori di emissione utilizzati sono riferiti alle emissioni per unità di carburante utilizzato, mentre per i consumi, come accennato, si è fatto riferimento ad EPA (www.fueleconomy.gov). Le emissioni in fase d'uso dei veicoli (emissioni dirette e da usura) hanno riferimento geografico "IT_low_urban" perché si ipotizza che i veicoli vengano utilizzati in Italia, in città, ambito in cui le problematiche di inquinamento dell'aria nonché le tipologie di spostamenti richiesti dagli utilizzatori rendono evidenti i benefici derivanti dall'utilizzo dei veicoli elettrici. Ne consegue che anche i processi di manutenzione dei veicoli avvengono in Italia. In questo senso, i processi di manutenzione hanno riferimento IT_low_suburban, poiché si ritiene che essi avvengano in officine localizzate principalmente in area periurbana, mentre i consumi elettrici ed energetici necessari ai processi di manutenzione hanno riferimento geografico "IT_high_rural" (come descritto nel paragrafo 3.2). La localizzazione geografica dei processi di produzione dei semilavorati per la manutenzione è la realtà media europea.

3.4. Fine vita

Il fine vita dei veicoli è ipotizzato in Italia. I processi di Ecoinvent sono stati modificati per i soli consumi energetici e alle emissioni da inventario è stato assegnato il riferimento "IT_high_rural".

4. Risultati

La metodologia messa a punto ha consentito di confrontare le prestazioni dei veicoli analizzati dal punto di vista delle esternalità ambientali che ciascuno di essi produce. Considerando le esternalità ambientali complessive (Figura 1) – dovute cioè all'inquinamento e all'effetto serra – il veicolo dalle prestazioni migliori risulta essere l'elettrico (12,08 €/1000 km), seguito dal veicolo ibrido plug-in (13,81 €/1000 km) e dal metano (13,93 €/1000 km). Benzina e diesel presentano valori nettamente superiori (21,30 e 24,27 €/1000 km rispettivamente). Nei grafici che seguono, le esternalità sono aggregate per luogo di emissione nelle categorie: Italia, Germania, Europa e Paesi extra Europei. I valori si riferiscono all'intero ciclo di vita dei veicoli.

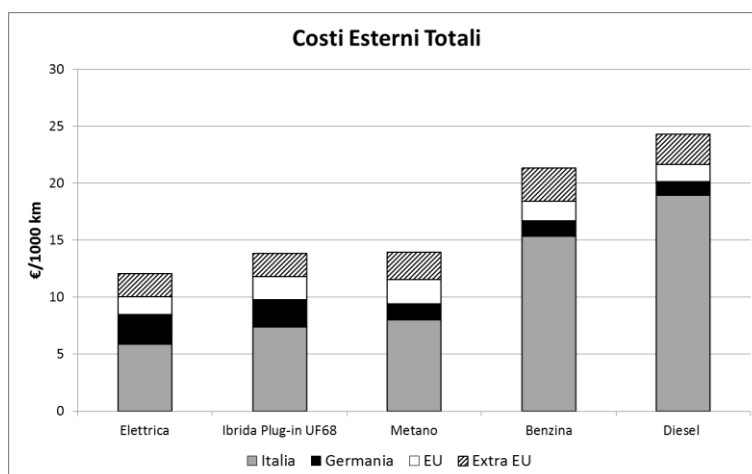


Figura 1: Costi esterni complessivi per le motorizzazioni elettrica, ibrida plug-in (UF=0,68), metano, benzina e diesel della VW Golf. Si evidenziano i contributi che ricadono in Italia, Germania, Europa e Paesi extra europei

La Figura 2 mostra la ripartizione tra costi esterni da inquinamento (scala regionale e locale) e costi esterni da effetto serra (scala globale) per le motorizzazioni analizzate.

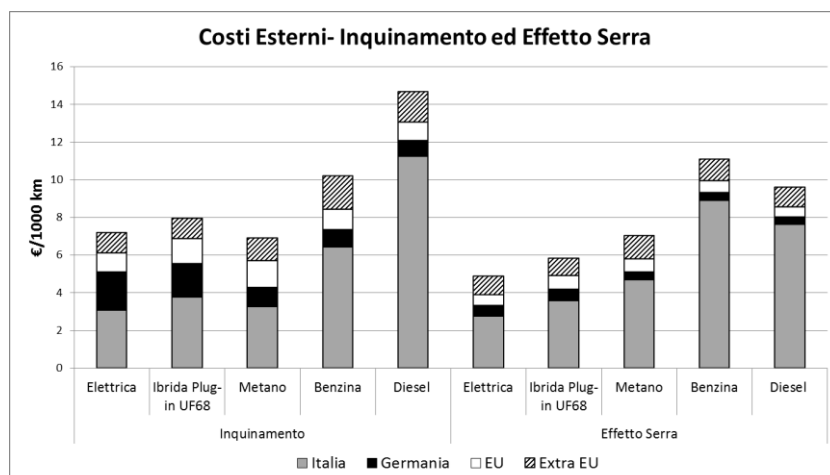


Figura 2: Costi esterni causati da inquinamento atmosferico ed effetto serra associabili alle motorizzazioni elettrica, ibrida plug-in (UF=0,68), metano, benzina e diesel della VW Golf. Si evidenziano i contributi che ricadono in Italia, Germania, Europa e Paesi extra Europei.

Per quanto riguarda i costi esterni dovuti all'inquinamento, si osserva come il valore maggiore sia da ascrivere al veicolo diesel, con circa 14,7 €/1000 km. Di questi, la maggior parte ricadono in Italia. Il veicolo che presenta le prestazioni migliori è invece il veicolo a metano, con un valore di circa 6,9 €/1000 km. Le prestazioni del veicolo a metano sono dovute alle ridotte emissioni di NO_x ed SO₂ del metano in fase d'uso. Se si considerano i soli impatti che ricadono in Italia, le prestazioni dell'elettrico risultano essere migliori rispetto a quelle del metano (3,07 €/1000 km dell'elettrico contro 3,29 €/1000 km del metano) grazie alle minori emissioni in fase di manutenzione e di uso. Questi effetti positivi sono però in parte compensati dalle maggiori emissioni di SO₂ ascrivibili alla produzione di elettricità da carbone nel mix marginale.

Sono state effettuate diverse analisi di sensibilità utilizzando un veicolo a benzina di cilindrata inferiore (1,4 L), consumi relativi a cicli extraurbani, mix elettrici con maggiore o minore penetrazione delle rinnovabili, diverse funzioni di danno per le emissioni climalteranti. Pur variando la distanza relativa tra i diversi veicoli nessuno degli scenari immaginati comporta un'inversione nell'ordinamento complessivo.

5. Conclusioni

L'applicazione della metodologia proposta dimostra come sia possibile coniugare LCA e monetizzazione delle esternalità in maniera efficace. Essa offre interessanti spunti al decisore che voglia individuare strumenti di policy volti da una parte alla riduzione degli impatti ambientali del trasporto privato e dall'altra al conseguimento degli impegni presi in ambito internazionale. Viene infatti fornita un'informazione sintetica rispetto alle prestazioni ambientali dei veicoli, quantificata in termini di costi esterni e legata alla localizzazione degli stessi.

Applicata al contesto della mobilità in Italia, la metodologia porta a concludere che, nel confronto tra le motorizzazioni analizzate, la versione elettrica produce minori costi esterni complessivi, sommando cioè gli effetti di inquinamento ed effetto serra. Le prestazioni peggiori sono dovute al veicolo diesel, soprattutto a causa delle emissioni molto elevate di NO_x nella fase d'uso. Se si considerano però i soli costi esterni dovuti all'effetto serra, il veicolo dalle prestazioni peggiori risulta essere il benzina, a causa dei maggiori consumi.

6. Bibliografia

- Bekker, H., 2019. *2018 (Full Year) Europe: Best-Selling Car Models...* [Online]
Available at: <https://www.best-selling-cars.com/europe/2018-full-year-europe-best-selling-car-models-in-the-eu/>.
- Brambilla, P. C. & Girardi, P., 2017. *LCA di veicoli elettrici e convenzionali: regionalizzazione delle Life Cycle Impact Assessment*, 17001872: RSE, Ricerca di Sistema.
- Cusenza, M. A. B. S., Ardente, F., Cellura, M. & Persio, & D., 2019. Energy and environmental assessment of a traction lithium-ion battery pack for plug-in hybrid electric vehicles. *Journal of Cleaner Production*, Issue 215, pp. 634-649.
- Del Duce, A., Gauch, M. & Althaus, H. J., 2016. Electric passenger car transport and passenger car life cycle inventories in Ecoinvent version 3. *Int J Life Cycle Assess*, 21(9), pp. 1314-1326.
- European Commission - DG MOVE, 2014. *Update of the Handbook on External Costs of Transport*. s.l.:s.n.
- Gao L, W. Z., 2012. Life cycle assessment of environmental and economic impacts of advanced vehicles.. *Energies*, 5(3), p. 605–620.
- Girardi, P., Brambilla, P. C. & Gargiulo, A., 2016. *LCA comparativo di auto elettriche e tradizionali in ambito urbano: dalla micro car alla familiare*, 16002508: RSE, Ricerca di Sistema.
- Hawkins, T. R. S. B. M. G. & S. A. H., 2013. Comparative environmental life cycle assessment of conventional and electric vehicles. *Journal of Industrial Ecology*, 17(1), pp. 53-64.
- Holland, M. et al., 2011. *Revealing the costs of air pollution from industrial facilities in Europe*, Technical report No 15/2011: EEA.
- ISO - The International Organization for Standardization, 2006. *ISO 14040:2006: Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework*. s.l.:s.n.
- ISPRA, 2015. *La banca dati dei fattori di emissione medi del trasporto stradale in Italia*. [Online]
Available at: <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/fetransp/>
- Jeswani, H. K., Azapagic, A., Schepelmann, P. & Ritthoff, M., 2010. Options for broadening and deepening the LCA approaches. *Journal of Cleaner Production*, 18(2), pp. 120-127.
- Ministero dello Sviluppo Economico - Direzione Generale Sicurezza Approvvigionamento e Infrastrutture Energetiche, 2015. *La situazione energetica nazionale nel 2015*. s.l.:s.n.
- Morel, S., Traverso, M. & Preiss, P., 2018. Discussion Panel—Assessment of Externalities: Monetisation and Social LCA. In: *Designing Sustainable Technologies, Products and Policies*. Cham: Springer, pp. 391-396.
- Navrud, S. & R. R. C., 2007. *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Dordrecht: Springer.
- Nordelöf, A. et al., 2014. Environmental impacts of hybrid, plug-in hybrid, and battery electric vehicles—what can we learn from life cycle assessment?. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(11), pp. 1866-1890.
- Preiss, P., Friedrich, R. & Klotz, V., 2008. *Report on the procedure and data to generate averaged/aggregated data*, Stuttgart: NEEDS Project.
- Weidema, B. P., Pizzol, M. & Brando, M., 2013. *The Use of Monetary Valuation of Environmental Impacts in Life Cycle Assessment: State of the art, strengths and weaknesses*, s.l.: SCORE-LCA.
- Weis, A., Jaramillo, P. & Michalek, J., 2016. Consequential life cycle air emissions externalities for plug-in electric vehicles in the PJM interconnection. *Environmental Research Letters*, 11(2), p. 024009.

Ottimizzazione Multi-Obiettivo delle Prestazioni Energetiche e Ambientali di un Edificio Residenziale

Maurizio Cellura¹, Sonia Longo¹, Francesco Montana¹, Eleonora Riva Sanseverino¹

¹Dipartimento di Ingegneria, Università degli Studi di Palermo

Email: francesco.montana@unipa.it

Abstract

Il presente lavoro, svolto nell'ambito dell'Annex 72 dell'International Energy Agency, descrive un approccio metodologico volto all'identificazione di interventi ottimali di ristrutturazione da effettuare sull'involucro di un edificio residenziale, permettendo di minimizzare contemporaneamente quattro funzioni obiettivo: i consumi energetici in fase d'uso, i costi d'investimento e gli impatti energetici e ambientali di ciclo di vita. L'ottimizzazione, eseguita tramite un algoritmo multi-obiettivo, ha permesso di identificare gli spessori di materiale isolante e di materiali massivi da aggiungere sul tetto e sulle pareti perimetrali dell'involucro edilizio per minimizzare le quattro funzioni obiettivo. La domanda energetica in fase d'uso è stata valutata tramite un simulatore termofisico, mentre per stimare i costi e gli impatti di ciclo di vita sono stati utilizzati dati di letteratura.

1. Introduzione

Il settore degli edifici è uno dei più impattanti sui consumi energetici e sul clima nei paesi industrializzati, insieme ai settori dei trasporti e industriale (Eurostat, 2019). Per questo motivo l'UE ha promosso diverse politiche per la riduzione della domanda energetica, come la Direttiva *EPBD Recast* sulle prestazioni energetiche nell'edilizia, in cui è definito il concetto di edificio a energia quasi zero (NZEB) (Parlamento e Consiglio Europeo, 2010).

I progettisti di NZEB e, in generale, di edifici a basso consumo energetico (*low-energy buildings*) devono spesso confrontare diverse alternative ed effettuare numerose simulazioni termofisiche per individuare il set di interventi da realizzare sull'edificio per ottenere il minor consumo energetico e per progettare i sistemi alimentati da energie rinnovabili e gli impianti preposti a coprire i consumi residui. Ciò è dovuto principalmente al gran numero di soluzioni per l'efficienza energetica disponibili sul mercato, ai diversi obiettivi che si possono perseguire (ad esempio minimizzare i costi di investimento e massimizzare il comfort ambientale) e all'effetto derivante da alcune misure che riducono alcuni impatti relativi all'edificio aumentandone al contempo altri (Longo et al., 2019). Per i motivi sopra esposti, al fine di confrontare varie alternative tenendo conto di diversi parametri, i ricercatori e i progettisti spesso combinano i tool di simulazione termofisica (*Building Performance Simulation*, BPS) con analisi parametriche o strumenti di ottimizzazione.

Lo scopo principale degli NZEB è la riduzione della domanda di energia in fase d'uso. Tuttavia, per evitare che tale riduzione si traduca in uno spostamento degli impatti in altre fasi del ciclo di vita, la progettazione degli NZEB dovrebbe essere effettuata seguendo un approccio di *life cycle thinking* (Beccali et al., 2013). Nonostante ciò, una recente analisi di studi di letteratura ha evidenziato che gli impatti di ciclo di vita sono spesso trascurati nell'ottimizzazione delle prestazioni dei *low-energy buildings* (Longo et al., 2019).

Scopo di questo articolo è di proporre un approccio metodologico da applicare nella progettazione o nella ristrutturazione degli edifici al fine di correlare aspetti energetici e ambientali di ciclo di vita e variabili di natura economica in un'ottimizzazione multi-obiettivo. La metodologia proposta è stata applicata con l'obiettivo di identificare la configurazione ottimale di interventi di retrofit da effettuare sull'involucro edilizio di un edificio ideale ad uso residenziale. L'insieme di soluzioni progettuali ottenuto consente di ridurre contemporaneamente i costi di investimento, la domanda energetica in fase d'uso, l'*embodied energy* e le emissioni di gas serra legati agli interventi in un'ottica di ciclo di vita, identificando un insieme di soluzioni di compromesso tra questi obiettivi.

Questo studio è stato sviluppato nell'ambito delle attività di ricerca dell'*Annex 72* dell'*International Energy Agency* (IEA Annex 72, 2019).

2. Metodologia

La metodologia illustrata nel presente studio si basa sull'unione delle seguenti tecniche e approcci:

- Simulazione termofisica degli edifici, che permette di valutare i consumi energetici in fase d'uso in maniera dettagliata;
- Analisi LCA, sfruttata per stimare gli impatti incorporati negli interventi di risparmio energetico tramite opportuni indicatori, includendo una visione olistica nello studio;
- Valutazione economica, per calcolare la spesa associata agli interventi, fornendo all'investitore un'indicazione dell'esborso previsto;
- Ottimizzazione, per confrontare un gran numero di scenari tramite un algoritmo di ricerca (non un confronto casuale) e identificare la soluzione migliore, adottando inoltre un approccio multi-obiettivo che permette di ottenere un compromesso tra i diversi criteri di ottimizzazione.

In particolare, il processo di ottimizzazione gestisce la simulazione, variando gli spessori e i materiali costituenti l'involucro edilizio. A ogni iterazione, l'algoritmo di ottimizzazione analizza le prestazioni energetiche dell'edificio scelto, valutando inoltre i costi e gli impatti di ciclo di vita a esso associati. L'ottimizzazione permette di identificare le soluzioni progettuali che riducono contemporaneamente i valori delle funzioni obiettivo, fornendo quindi un compromesso tra i criteri che risultano contrastanti. In dettaglio, l'ottimizzazione permette di individuare l'insieme di materiali e i relativi spessori da impiegare per la realizzazione o per il retrofit ottimale dell'edificio. Le possibili applicazioni del metodo esposto riguardano sia il retrofit dell'involucro di un edificio esistente sia la struttura di un progetto preliminare per un nuovo edificio. Il vantaggio derivante dalla combinazione di queste tecniche è di consentire di ridurre la domanda globale di energia e l'impatto ambientale legati all'edificio eseguendo una valutazione degli impatti "dalla culla alla tomba".

È importante evidenziare che, senza l'approccio multi-obiettivo, si potrebbero identificare soluzioni progettuali che rappresentano il minimo assoluto di una sola funzione obiettivo alla volta, peggiorando al contempo le altre. Al contrario, le soluzioni ottenute da un'analisi multi-obiettivo sono dei compromessi tra i vari criteri adottati, in cui comunque le funzioni obiettivo assumono valori relativamente prossimi all'ottimo globale.

Le tecniche illustrate sono combinate secondo il seguente schema logico:

- Definizione del caso base: input geometrico e descrizione termofisica dell'edificio da ottimizzare;
- Definizione delle variabili e delle funzioni obiettivo: si scelgono gli interventi da eseguire sul caso base e si traducono in forma di variabili, dalle quali dipendono le funzioni obiettivo, cioè i criteri che si vogliono ottimizzare;
- Ottimizzazione: le funzioni obiettivo vengono valutate in funzione delle variabili ad ogni iterazione. Alla fine, l'algoritmo di ottimizzazione identifica uno o più set di interventi che rendono ottime le funzioni obiettivo.

Per dimostrare i vantaggi derivanti da quest'approccio, nel seguito si illustra un caso studio riguardante la ristrutturazione di un edificio ideale, sul quale vengono effettuati degli interventi sull'involucro atti a migliorare le prestazioni energetiche e ambientali, assicurando anche la fattibilità economica dell'intervento. Poiché lo studio si è concentrato sull'analisi dei soli aspetti energetici, trascurando quindi quelli strutturali, lo spessore dei materiali da costruzione dell'edificio esistente non è stato variato, ma si è proceduto solo ad aggiungere ulteriori strati sulla superficie esterna dell'edificio.

3. Caso studio

3.1. Definizione del caso base

L'edificio esaminato nel caso studio, che è stato modellato tramite il software *SketchUp* (SketchUp, 2019), è un edificio a un piano con dimensioni 10 m x 10 m x 3,5 m, con una porta d'ingresso e due finestre per facciata di dimensioni 1,5 m x 2 m. Le prestazioni termofisiche orarie dell'edificio sono state valutate tramite il software *EnergyPlus* (EnergyPlus, 2019), analizzando un anno standard nel clima mediterraneo di Palermo. Per lo scenario base sono stati utilizzati i layout stratigrafici e le proprietà termofisiche predefiniti di *EnergyPlus* per i vari elementi dell'involucro edilizio. Nello specifico, le pareti esterne sono composte da uno spesso strato di calcestruzzo e mattoni, con una camera d'aria ed uno strato isolante, il tetto è composto da solo calcestruzzo mentre il pavimento esterno da calcestruzzo ed isolante. Al fine di analizzare la configurazione ottimale dell'involucro dell'edificio in relazione ai soli fabbisogni di climatizzazione, trascurando quindi la domanda elettrica, non sono stati valutati i carichi interni gratuiti (cioè gli occupanti, l'illuminazione e le apparecchiature elettriche). La domanda di energia dell'edificio durante la fase d'uso è stata stimata fissando una temperatura interna di 20 °C durante la stagione di riscaldamento e di 26 °C per la stagione di raffrescamento, e simulando un impianto di climatizzazione ideale con potenza nominale infinita ed efficienza unitaria. In questo modo, la tecnologia e le prestazioni delle apparecchiature non influiscono sui risultati.

3.2. Definizione delle variabili e delle funzioni obiettivo

Le variabili scelte per questo problema di ottimizzazione sono gli spessori di sei materiali isolanti e di due materiali da costruzione (la forma dell'edificio, e quindi l'estensione delle superfici di pareti e tetto, è mantenuta costante). In particolare, è stata valutata l'installazione di pannelli isolanti in EPS, lana di roccia o lana di vetro sia per le pareti esterne che per il tetto, e per le pareti è stato considerato anche l'inserimento di ulteriori strati di calcestruzzo e mattoni forati. In Tabella 1 sono riportati i valori di spessore consentiti nel modello.

Tabella 1: Valori possibili delle variabili del modello

Materiale	Spessori possibili [m]	Valori
Pannelli isolanti in EPS	0; 0,025; 0,05; 0,075; 0,1; 0,125; 0,15	7
Pannelli isolanti in lana di roccia	0; 0,051; 0,076; 0,092; 0,133; 0,152	6
Pannelli isolanti in lana di vetro	0; 0,025; 0,05; 0,075; 0,1; 0,125; 0,15	7
Mattoni forati	0; 0,25; 0,3; 0,38; 0,44; 0,5	6
Calcestruzzo	Tra 0 e 0,5 a passi di 0,001	500

Considerando che le variabili tengono conto del fatto che i materiali isolanti sono stati applicati sia sulle pareti esterne sia sul tetto, lo spazio di ricerca è composto da 259.308.000 configurazioni di edifici.

La scelta delle funzioni obiettivo analizzate in questo studio ha tenuto conto di aspetti tecnici, economici ed ambientali. Poiché l'obiettivo principale della costruzione di un *low-energy building* è di ridurre la domanda di energia finale, una delle funzioni obiettivo è la somma dei fabbisogni annuali di riscaldamento e raffreddamento durante la vita utile dell'edificio, calcolata secondo l'Eq. (1):

$$OF_1 = \text{Consumi fase d'uso} = VU \cdot \sum_{t=1}^{8760} (H_t + C_t) \quad (1)$$

dove H e C indicano rispettivamente la domanda annua di riscaldamento e di raffrescamento dell'edificio alla t -esima ora dell'anno e VU è la vita utile dell'edificio, posta pari a 60 anni. Per il calcolo di questo termine, si è assunto che la domanda energetica sia identica ogni anno e pari a quella relativa all'anno standard. Il consumo energetico in fase operativa è stato valutato in termini di energia finale e non di energia primaria poiché non è stato identificato uno specifico impianto di climatizzazione.

Per considerare l'impatto di ciclo di vita degli interventi di retrofit ipotizzati, poiché le politiche internazionali degli ultimi anni si sono concentrate sempre più sul risparmio energetico e sulla riduzione delle emissioni di gas a effetto serra, nell'ottimizzazione sono stati selezionati gli indicatori *Global Warming Potential* (GWP) e l'energia incorporata nei materiali (*embodied energy*, EE). Questi indicatori sono stati calcolati secondo le Eq. (2) e (3):

$$OF_2 = GWP = \sum_{r=1}^n s_r \cdot ECF_r \quad (2)$$

$$OF_3 = EE = \sum_{r=1}^n s_r \cdot EEF_r \quad (3)$$

dove s è lo spessore dell' r -esimo strato di materiale aggiunto sulla superficie, n è il numero totale di strati da aggiungere, ECF è l'impatto specifico di emissione di gas serra ed EEF è l'impatto specifico di energia incorporata. Gli impatti di ciclo di vita sono stati calcolati come valori differenziali, considerando solo gli impatti relativi ai materiali di retrofit e trascurando gli impatti dell'edificio esistente, che si considerano identici negli scenari pre- e post-retrofit. I valori di GWP ed EE dei materiali sono stati ricavati dalle *Environmental Product Declarations* (EPD) di materiali e componenti e sono riportati in Tabella 2. I valori sono riportati per unità dichiarata (UD); in particolare, per i materiali isolanti, l'UD è un pannello con una superficie pari ad 1 m² ed uno spessore tale da garantire una resistenza termica di 1 m² K/W, secondo le *Product Category Rules* sui materiali isolanti (EPD, 2017), mentre per i materiali da costruzione (mattoni forati e calcestruzzo) l'UD è pari a 1.000 kg di prodotto.

Tabella 2: *Global Warming Potential ed embodied energy dei materiali edilizi*

Parametro	Unità di misura	Valore
GWP dei pannelli isolanti in EPS	kg CO _{2,eq} / UD	5,35
GWP dei pannelli isolanti in lana di roccia	kg CO _{2,eq} / UD	6,60
GWP dei pannelli isolanti in lana di vetro	kg CO _{2,eq} / UD	2,09
GWP dei mattoni forati	kg CO _{2,eq} / UD	283,00
GWP del calcestruzzo	kg CO _{2,eq} / UD	327,00
EE dei pannelli isolanti in EPS	MJ / UD	98,93
EE dei pannelli isolanti in lana di roccia	MJ / UD	137,41
EE dei pannelli isolanti in lana di vetro	MJ / UD	54,35
EE dei mattoni forati	MJ / UD	7.300,00
EE del calcestruzzo	MJ / UD	3.663,00

Poiché l'EPBD afferma che gli NZEB, oltre a ridurre la domanda di energia operativa, dovrebbero garantire livelli ottimali in funzione dei costi, portando ad un basso valore del tempo di ritorno economico dell'investimento (Commissione Europea, 2010), è stato minimizzato anche il costo di ristrutturazione, calcolato secondo l'Eq. (4):

$$OF_4 = \text{Investimento} = \sum_{r=1}^n s_r \cdot PU_r \quad (4)$$

dove s è lo spessore dell' r -esimo strato di materiale aggiunto sulla superficie, n è il numero totale di strati e PU è il prezzo unitario. I dati economici impiegati sono rappresentativi dei prezzi medi di mercato in Italia. È bene evidenziare che le funzioni obiettivo (1) e (3) non sono state sommate poiché mentre la prima è espressa in termini di energia finale, l'energia incorporata è valutata come energia primaria.

3.3. Ottimizzazione

Per questo studio è stato scelto l'algoritmo genetico multi-obiettivo NSGA II, poiché è uno dei più impiegati ed efficaci nel raggiungimento del fronte di Pareto (Longo et al., 2019). L'impiego dell'algoritmo genetico ha permesso di esplorare lo spazio di ricerca analizzando solo le configurazioni ritenute migliori. In particolare, rispetto alle 259.308.000 configurazioni possibili, in questo caso studio sono state confrontate 2.016 configurazioni di edifici, con un enorme risparmio di risorse computazionali e di tempo.

I risultati dell'ottimizzazione sono mostrati di seguito. Il processo di ottimizzazione ha consentito di identificare 10 soluzioni ottimali di retrofit. In dettaglio, con riferimento alle pareti perimetrali, le soluzioni ottimali prevedono un sottile strato di calcestruzzo (tra 0 e 0,012 m) e non includono la presenza di materiale isolante. Per quanto riguarda il tetto, 7 delle soluzioni ottimali non includono la presenza di uno strato di isolante mentre nelle rimanenti 3 si considera l'installazione di uno strato di pannelli di lana di vetro (0,025 m). Le soluzioni ottenute possono essere giustificate tenendo presente che, nel caso base, le pareti possedevano già un buon grado di isolamento e sia tetto che pareti erano composte da un'elevata quantità di materiali massivi.

I valori delle funzioni obiettivo per le soluzioni ottimali sono stati riportati in Tabella 3. È possibile osservare come i consumi energetici per la climatizzazione e i costi di investimento sono i veri obiettivi contrastanti di questo problema di ottimizzazione, dato che al diminuire degli uni crescono gli altri. Si sottolinea che le soluzioni ottimali riportate sono delle soluzioni di compromesso tra i vari obiettivi, che non coincidono in generale con i valori migliori in assoluto delle singole funzioni. Per quanto riguarda le soluzioni estremali, cioè le soluzioni del fronte di Pareto che corrispondono al minimo valore di un obiettivo per volta, si osserva come il minimo per il costo e per gli impatti coincida, e corrisponde alla scelta di non eseguire nessun intervento. Invece, la soluzione del fronte di Pareto con il minimo consumo energetico comporta il maggiore costo di investimento ed impatti energetico-ambientali che assumono valori più che accettabili se confrontati con l'intero intervallo di variazione delle funzioni, riportato in Tabella 4.

Tabella 3: Valori assunti dalle quattro funzioni obiettivo nelle soluzioni del fronte di Pareto riportati con una mappa di colore (bianco: positivo; grigio chiaro: intermedio; grigio scuro: negativo)

Consumi di energia in fase d'uso [MJ]	Global Warming Potential [kg CO _{2eq}]	Embodied Energy [MJ]	Costo d'investimento [€]
1.159.874	329	6.116	253
1.161.540	206	4.744	235
1.163.874	166	4.287	229
1.495.356	982	11.015	148
1.501.479	696	7.815	105
1.502.290	655	7.357	99
1.509.450	329	3.700	50
1.513.290	166	1.871	26
1.515.188	84	957	13
1.518.304	0	0	0

Tabella 4: Range di variazione delle funzioni obiettivo confrontando tutte le soluzioni analizzate

	Consumi di energia in fase d'uso [GJ]	GWP [kg CO _{2eq}]	Embodied Energy [MJ]	Costo d'investimento [€]
Range di variazione	724 – 1.518	0 – 80.205	0 – 1,5 * 10 ⁶	0 – 19.200

4. Conclusioni e sviluppi futuri

In questo lavoro è stata illustrata una metodologia per l'integrazione della simulazione delle prestazioni energetiche degli edifici, l'analisi LCA, l'analisi economica e l'ottimizzazione multi-obiettivo, ottenuta combinando tra loro strumenti e dati disponibili gratuitamente. Lo studio mira all'individuazione delle soluzioni ottimali di retrofit per l'involucro di un edificio che riducano al contempo i costi di investimento, il consumo di energia in fase d'uso per la climatizzazione e gli impatti in termini di energia incorporata ed effetto serra potenziale. Nonostante queste soluzioni non coincidano con i minimi assoluti delle funzioni obiettivo, l'algoritmo consente di ottenere le soluzioni di compromesso che presentano valori molto bassi di tutti gli obiettivi.

Poiché la configurazione iniziale dell'edificio analizzato è caratterizzata da prestazioni energetiche elevate, le soluzioni di retrofit ottimali prevedono interventi limitati, riguardanti l'isolamento del tetto e l'incremento della massa termica nelle pareti esterne. In termini di materiali, sono stati scelti la lana di vetro come materiale isolante e il calcestruzzo come materiale massivo. Nonostante lo spazio di ricerca fosse molto ampio e l'ottimizzazione abbia identificato 10 soluzioni, in questa specifica applicazione tali soluzioni sono simili tra loro; ciò agevola il decisore (il progettista o il committente) nella scelta della soluzione finale da realizzare. La soluzione caratterizzata dal minimo consumo energetico in fase d'uso mostra che la domanda di energia può essere ridotta da 1.518 GJ a 1.160 GJ (-24%) con un investimento di circa 250 €. Gli impatti incorporati nei materiali assumono, per le 10 soluzioni ottimali, valori molto bassi rispetto al valore massimo dell'intervallo di variazione ottenuto confrontando tutte le possibili soluzioni prese in esame, con il GWP sempre inferiore a 1 tonnellata di CO_{2,eq} e l'EE che ha un valore massimo di circa 11 GJ.

Sviluppi futuri di questo lavoro verteranno sull'inclusione nel processo di ottimizzazione degli impianti atti a soddisfare i fabbisogni energetici dell'edificio. Un'analisi integrata di questi aspetti permetterà di valutare i consumi energetici in fase d'uso anche in termini di energia primaria, rendendoli comparabili con l'EE, permettendo di valutare degli indici di *payback time* energetici ed ambientali e di applicare il metodo ad edifici reali in diversi climi.

6. Bibliografia

Beccali, M, Cellura, M, Fontana, M, Longo, S, Mistretta, M, 2013. Energy retrofit of a single-family house: Life cycle net energy saving and environmental benefits. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 27, 283–293.

Commissione Europea, 2010. Orientamenti che accompagnano il regolamento delegato (UE) n. 244/2012 del 16 gennaio 2012 della Commissione che integra la direttiva 2010/31/UE del Parlamento europeo e del Consiglio sulla prestazione energetica nell'edilizia istituendo un quadro metodologico comparativo per calcolare livelli ottimali in funzione dei costi per i requisiti minimi di prestazione energetica degli edifici e degli elementi edilizi.

EnergyPlus, 2019. EnergyPlus, visitato il 27 Mar 2019, <<https://energyplus.net/>>.

EPD, 2017. Product Category Rules According to ISO 14025. Insulation Materials - Product Group Classification: Multiple UN CPC Codes 2014:13 Version 1.2

Eurostat, 2019. Complete energy balances - annual data, visitato il 27 Mar 2019, <<https://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/data/energy-balances>>.

IEA Annex 72, 2019. IEA Annex 72, visitato il 27 Mar 2019, <<http://annex72.iea-ebc.org/>>.

Longo, S, Montana, F, Riva Sanseverino, E, 2019. A review on optimization and cost-optimal methodologies in low-energy buildings design and environmental considerations. *Sustain. Cities Soc.* 45, 87–104.

Mistretta, M, Arcoleo, M, Cellura, M, Cesarini, DN, Guarino, F, Longo, S, 2013. Refurbishment Scenario to Shift Nearly Net ZEBs Toward Net ZEB Target: An Italian Case Study, in: *Nearly Zero Energy Building Refurbishment: A Multidisciplinary Approach*, Springer London, London.

Parlamento e Consiglio Europeo, 2010. Direttiva 2010/31/UE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 19 maggio 2010 sulla prestazione energetica nell'edilizia (rifusione).

SketchUp, 2019. SketchUp, visitato il 27 Mar 2019, <<https://www.sketchup.com/it>>.

Tumminia, G, Guarino, F, Longo, S, Ferraro, M, Cellura, M, Antonucci, V, 2018. Life cycle energy performances and environmental impacts of a prefabricated building module. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 92, 272–283.

Life Cycle Analysis applications for Nearly Zero Energy Buildings

Francesco Asdrubali¹, Luca Evangelisti¹, Gianluca Grazieschi², Claudia Guattari¹

¹Roma TRE University, Department of Engineering, Via Vito Volterra 62, 00146 Rome, Italy

²Niccolò Cusano University, Department of Engineering, Via Don Carlo Gnocchi 3, 00166 Rome, Italy

Email: francesco.asdrubali@uniroma3.it

Abstract

In the last decades an increasing attention is being paid to environmental issues. Particularly, a strong focus is devoted to climate change and to the reduction of greenhouse gas emissions. In industrial countries, the building sector is responsible for a large share of greenhouses gas emissions and their reduction can bring to a significant cut of the environmental impacts. This paper analyses the environmental sustainability of constructions focusing on Net Zero Energy Buildings and using Life Cycle Analysis (LCA) approach. The topics of energy consumptions in buildings and embodied energy – which are more and more important for future sustainable buildings – were investigated.

4. Introduction

The Paris agreement, signed in october 2018, set an ambitious target to limit climate change, imposing to keep the global temperature rise, in this century, below 2 degrees Celsius above the pre-industrial levels, and to limit the temperature increase even further to 1.5 degrees Celsius. In industrial countries, the building sector is responsible for a large share of the greenhouses gas emissions and their reduction can bring to a significant cut of the environmental impacts. Together with climate change, other significant impacts can be directly ascribed to the construction sector, such as urban heat islands, air, water and noise pollution. The Life Cycle Assessment or Life Cycle Analysis (LCA) is a method which aims at the management and improvement of the environmental performances of a wide range of products, processes and services. The analysis assesses the sustainability from an environmental point of view, excluding the social and economic aspects included in the broader concept of sustainable development. However, the principles of the LCA can also be applied in the economic and social field as the growing interest of Life Cycle Costs and Social Life Cycle Assessment demonstrate. Several LCA studies demonstrate that the use phase of buildings is responsible for the mayor contribution to the total impacts both in term of energy input, CO₂ emissions and for other environmental impacts (Asdrubali et al, 2013; Chau et al, 2015; Chau et al, 2007). The European Directive 2010/31/EU introduces minimum energy requirements for buildings and to meet them, energy retrofits are usually necessary for existing buildings. In addition, the European Directive 2012/27/EU directs the member states to develop an intensive refurbishment of public buildings. Schools represent an important part of public building stock and, even if they are not a predominant percentage of the total public patrimony, their refurbishment represents an important issue, both for social and educational aspects. This paper analyses the environmental sustainability of constructions focusing on the Net Zero Energy Buildings (NZE) and using Life Cycle Analysis methods.

2. Materials and methods

2.1 Overview of the methodology and case studies

The paper presents and overview of three case studies on the application of LCA methods to NZEB. The analyses are performed using SimaPro as a software platform for the calculations because it contains a lot of life cycle databases that are recognized at international level. In particular, the most used was Ecoinvent since it contains a lot of building materials. The entries of the life cycle inventory are supposed from common

construction techniques. When possible, the characteristics of the materials and systems are obtained from executive projects or from the technical sheets of the producers. The data quality of the LCA inputs is maximized for every case study. For the modeling of the energy consumptions both semi-stationary and dynamic methods are employed. The first case study determines the entity of the burden shifting of the NZEB retrofit of current new buildings in Italy; the second study is focused on payback times of retrofit interventions and the last one faces the importance of the application of a Dynamic Life Cycle Assessment (DLCA) when considering different decarbonisation scenarios for the electricity production in the next years.

2.2 An ideal cubic building

As already stated, from the year 2021 the NZEB (Nearly Zero Energy Building) standard will be compulsory for new buildings and this will produce an increase of the embodied energy (EE) and carbon (EC) of the constructions, shifting burdens from the operational phase to the construction one.

The first case study aims at studying the environmental payback periods linked to the increase of the energy performances of buildings from the current Italian law standard to the NZEB standard. The paybacks are defined as the ratio between the increase of embodied energy/carbon of the building and the amount of energy/emissions saved for every year due to retrofitting.

A cubic building of 6 m dimensions has been chosen and located in three Italian cities: Fiumicino (Rome), Turin and Palermo. The choice of the locations represents the differences in the climate of the peninsula: the three cities are in the north, center and south of Italy and belong to different climatic zones. Turin is in the climatic zone E with 2617 heating degrees, Fiumicino belongs to zone C with 1240 heating degrees and Palermo is classified in zone B with 751 heating degrees. Also, the solar irradiance is different in the three locations with higher values in the south of Italy and lower values in the north. The analyzed building is characterized by a flat roof where photovoltaic panels for the production of electricity can be installed. In case the electricity produced is not consumed for the household utilities, it can be input in the national public grid, following the definition of Net Zero Energy Building: the interaction with a grid is, in fact, mandatory as the balance between imported and exported energy must be null.

Two building configurations were considered:

- the first one follows the Italian national limits about envelope insulation and systems efficiency;
- the second configuration aims at improving the performance of the building in order to reach the NZEB standard.

Table 1 and Table 2 summarize the main characteristics of the two building configurations (standard and NZEB) in terms of thermal insulation, COP of the heating, cooling and DHW systems and lighting for every location supposed; the requirements about the thermal insulation of the envelope and the photovoltaic surface installation are tighter in the cities of the north of Italy.

The amount of emitted CO₂ and the total energy used during the life cycle of the building was determined as an output of the Life Cycle Assessment analysis. The NZEB solution reduces to nearly zero the impacts of the use phase but increases the environmental burdens linked to the construction, maintenance, transport and disposal due to the higher amount of materials installed. It is possible to quantify an average increase of the Embodied Energy equal to 26% when the energy performances of a new current building are improved until obtaining a net zero energy balance.

In detail the increase is of 31% in Turin, 25% in Fiumicino and of 22% in Palermo. Concerning the Embodied Carbon, the average increase is slightly lower (19%) with a value of 21%, 18% and 16% respectively for Turin, Fiumicino and Palermo. The total shift of burdens is demonstrated considering the incidence of the construction phase on the total environmental impacts. However, the results show that the payback periods are much lower than the useful life of the buildings, confirming the important role of NZEB in addressing climate change and energy saving. The energy and carbon payback periods, calculated for example for the Rome location of the building, are 7.8 and 8.4 years respectively. In Turin the payback periods are slightly higher: 8.7 for the energy and 9.2 for the carbon. This happens because of the higher requirements of envelope performance to meet the NZEB standard and because of the lower solar irradiance in the north of Italy in comparison with the south of the peninsula. For the same reasons Palermo shows the lower value of environmental payback periods: 5.9 and 6.9 respectively for the energy and carbon payback. Calculating the mean payback of the three scenarios a value of 7.5 and a value of 8.2 is found for the energy and carbon payback time.

Table 1: Envelope properties and photovoltaic surface.

Fiumicino	Standard Building	NZEB Building
U-value walls	0.38 W/m ² K	0.18 W/m ² K
U-value roof	0.36 W/m ² K	0.18 W/m ² K
U-value ground floor	0.40 W/m ² K	0.40 W/m ² K
U-value windows	2.40 W/m ² K	0.80 W/m ² K
Photovoltaic surface	0 m ²	12 m ²
Turin	Standard Building	NZEB Building
U-value walls	0.30 W/m ² K	0.18 W/m ² K
U-value roof	0.26 W/m ² K	0.18 W/m ² K
U-value ground floor	0.31 W/m ² K	0.31 W/m ² K
U-value windows	1.90 W/m ² K	0.80 W/m ² K
Photovoltaic surface	0 m ²	16 m ²
Palermo	Standard Building	NZEB Building
U-value walls	0.45 W/m ² K	0.18 W/m ² K
U-value roof	0.34 W/m ² K	0.18 W/m ² K
U-value ground floor	0.48 W/m ² K	0.40 W/m ² K
U-value windows	3.20 W/m ² K	0.80 W/m ² K
Photovoltaic surface	0 m ²	12 m ²

Table 2: Characteristics of the energy systems

Every location	Standard Building	NZEB Building
COP heat pump air-water (heating)	3.5	3.5
COP heat pump air-water (cooling)	3	3
COP heat pump air-water (DHW)	3	3
Lighting (200 lm per square meter in all rooms)	Fluorescent lamps	LED lamps

2.3 Energy and environmental payback times for a NZEB retrofit

As of 2021 all new buildings within the European Union will be NZEB and within this frame, several analyses of cost benefits have been developed to evaluate the economic effectiveness of retrofit interventions. The economic analysis can be extended to the energy and environmental fields introducing various indicators, such as energy and environmental payback times, to describe the effectiveness of the retrofit intervention from a more extensive point of view. The second case study considers a school building located in Turin (Italy) with the scope of evaluating the energy and carbon payback times of different retrofit scenarios that could be implemented for the existing building. An optimal cost retrofit and two NZEB retrofits were considered, varying envelope insulation, heat generation and lighting systems, shading and control devices. In the foreseeable future, solutions such as these could prove effective in addressing issues that arise from global warming and energy supply.

Four retrofit scenarios were envisioned for the building used as a case study, as described in the following paragraphs.

- Cost-optimal solution.

A cost-optimal analysis of retrofit interventions presented in a previous study was applied to the investigated case study. Applying some cost-optimal procedures, it was possible to identify the energy efficiency measures able to guarantee the lowest cost for the global intervention. These interventions relate to: insulation of the external walls, insulation of the surfaces towards the rooms that are not heated, insulation of the roof, introduction of 40 kW of photovoltaic panels, substitution of lamps with more efficient fluorescent ones and introduction of control systems, both for environment temperature and for lighting. The overall specific energy consumption of the building becomes equal to 70 kWh/m² year (Fig. 1).

- Solution compliant with the DM 26 June 2015.

The Ministry Decree of 26 June 2015 (DM) imposes a percentage equal to 38.5% of the total energy for heating, cooling and DHW and equal to 55% for the only DHW to be covered by renewable energy systems. Moreover, it was necessary to increase the envelope insulation to meet the limits set by the Decree for envelope thermal properties. To respect the parameters of the Decree, the best solution in terms of cost turns out to be the installation of a heat pump with solar collectors (6 m²) and photovoltaic panels (60 kW of peak power). Comparing the new solution to the previous one, the ground floor was insulated, and the windows were substituted with double glass 6-12-6 Low-E argon filled with PVC frames. Finally, the transparent surfaces were equipped with external movable shading systems in fabric. The overall specific energy consumption of the building becomes equal to 71 kWh/m²year (Fig. 1).

NZEB 1

Compared to the solution compliant with the DM, the NZEB 1 provides a higher envelope performance with an increase of insulation materials. The lighting system is also improved through the installation of LED lamps instead of the fluorescent ones considered in the previous case. The photovoltaic production is also increased with a peak power of the system equal to 80 kW (the law limit is at 60 kW as previously indicated). The overall specific energy consumption of the building becomes equal to 51 kWh/m² year with the renewable energy production representing 86% of the total energy demand (Fig. 1).

NZEB 2

NZEB 2 solution differs from NZEB 1 because of the substitution of the generator. The heat pump is substituted with a biomass boiler of 231 kW, coupled with an accumulation system of capacity 5780 liters. The coverage of renewable energy is equal to 60% for DHW and equal to 74% if we consider the sum of heating and DHW energy demands. The overall specific energy consumption of the building becomes equal to 42 kWh/m² (Fig. 1). Thus, the NZEB 2 solution represents the most performing solution because it maximizes the energy performance of the building and the percentage of renewable primary energy production. Of course, the NZEB solution increases the global costs compared to the optimal cost hypothesis and it increases the amount of materials that need to be added to the building for achieving the retrofit design aims.

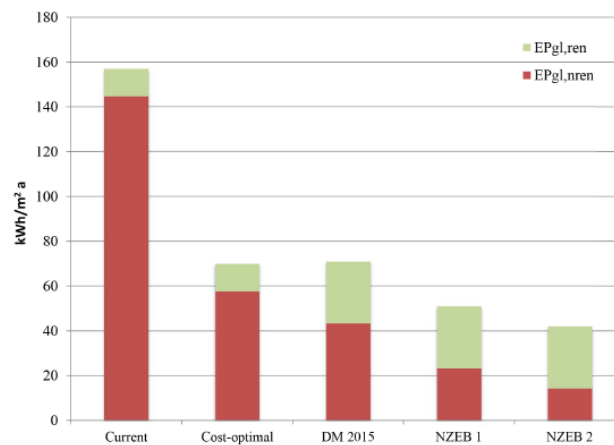


Figure 1: Overall specific energy consumptions for the different retrofit solutions

Fig. 1 shows the overall specific energy consumption index (EP_{gl}). The index is obtained adding the annual energy consumption for heating, DHW, lighting and ventilation and then normalizing them considering the heated surface of the school. The index is composed of two parts: $EP_{gl,ren}$ represents the consumption covered by renewable energy resources, while $EP_{gl,nren}$ represents the non-renewable energy requirement of the building. As can be expected, the current energy performance of the construction is poor, and it is based mainly on non-renewable energy resources. The different retrofit solutions aim at reducing the energy requirements and increasing the percentage of renewable energy coverage. NZEB 2 is the most performing scenario characterized by the lowest specific overall energy consumption and the highest renewable energy amount. Another important aspect addressed during this research is the integration of the LCA analysis with a Life Cycle Cost Analysis, through the calculation of the economic payback periods together with the environmental ones. The consistency of the different hypothesis is therefore studied both from an economic and environmental point of view. The comparison of the payback times shows that the economic return times are higher than the environmental ones. Analyzing the various payback times calculated for each retrofit solution (Table 3), the most effective one is represented by the cost-optimal retrofit. This scenario confirms to be the strongest hypothesis for the retrofit of the case study, both from an economic and environmental point of view.

Table 3: LCA results for every retrofit solution.

	EE (MJ)	EC (kg CO ₂ eq)	Energy Saving (MJ/y)	Carbon Saving (kgCO ₂ /y)	EPBT (years)	CPBT (years)
NZEB 1	23118044	1654762	3373148	253000	6.9	6.5
NZEB 2	22826408	1534762	3460937	259000	6.6	5.9
DM	21873501	1491532	3114509	233000	7.0	6.4
C-opt	6854550	580532	2401056	180000	2.9	3.2

2.4 DLCA of a NZEB with decarbonisation modelling

Most of the developed countries are struggling to reduce carbon emissions into the atmosphere to meet the international agreements. One of the strategies to reduce climate change impacts is the decarbonisation of the electricity production: generation mixes are more and more based on renewable energy sources that are replacing the traditional fossil fuels. Different decarbonisation scenarios and targets have already been set by international energy agencies and national legislations. In particular three scenarios are supposed: current policy scenario (CPS 2030), new policy scenario (CPS 2030) and sustainable development scenario (SDS 2050). The current policy scenario develops the already implemented policies on decarbonisation until 2030; the new policy scenario implements additional efforts in the decarbonisation of the electricity until 2030 when it can be furthermore developed until 2050 with nonconventional sustainable interventions (SDS 2050). The effect of the electricity decarbonisation production reflects in the life cycle impacts of buildings, particularly if they are strongly dependent on the electrical energy as the main energy vector. The traditional Life Cycle Assessment is not able to capture the effect of lowering emission factors for electricity generation since only static values are considered. A dynamic life cycle analysis is the methodology that can overcome this limitation through the introduction of dynamic parameters within the life cycle inventory and in the life cycle impact assessment stages. A Dynamic Life Cycle Assessment (DLCA) is proposed to evaluate the consequences of electricity decarbonisation on the LCA of an “all electric” Nearly Zero Energy Building.

The case study is a new prototype building located in Trento (Italy) and used as an exhibition space. The energy consumptions and the PV production of the building were monitored for an entire year and the executive projects were available for the analysis. All the information are included in the life cycle inventory. The primary energy balance of the building was determined summing the exported and imported energy while the carbon balance was calculated using different emission factors for the imported and exported components. The prototype chosen as a case study can be considered a Net Zero Energy Building. Considering a standard LCA modelling without dynamic parameters, the operation phase accounts for the highest percentage of the life cycle emissions (43%). The end-of-life turns to be the lowest climate change impactful stage of the construction with an incidence of the 21% that is principally linked to the CO₂ emissions released after wood elements burning. Since it is an “all electric” structure, the decarbonisation will reduce the operational emissions linked to the supply of the electricity from the national grid. The emissions linked to the use phase are so the most affected by the dynamic calculation with consistent reductions as shown in Fig. 2 and Table 4: -19% in 2050 with the combination of NPS and SDS. Meanwhile the incidence of the embodied components in the life cycle increases with a maximum of 13%. The DLCA gives a maximum reduction of the global life cycle emissions of the building of about -25% in 2050 while the continuation of the current policies will produce a decrease of -4% in 2030.

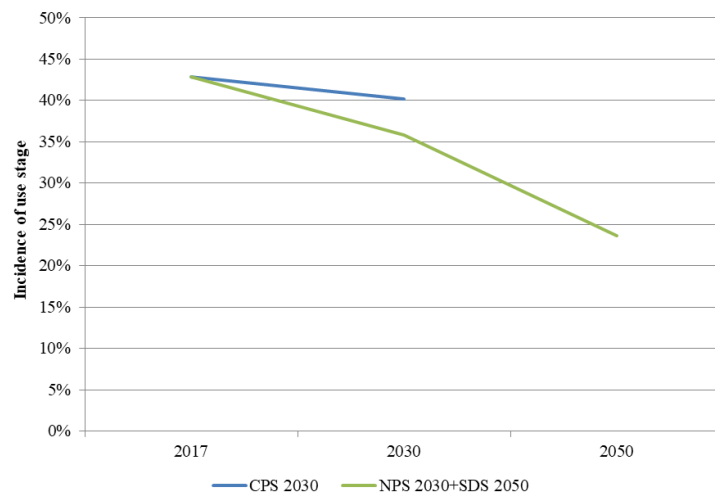


Figure 2: Incidence of the use phase emissions in different policy scenarios.

The resulting reductions are not negligible, and the dynamic approach is recommended for more accurate calculations.

Table 4: Incidence of the life cycle phases with different policy scenario.

	Today			Scenario 2030			Scenario 2050		
	EC	Use phase	End of Life	EC	Use phase	End of Life	EC	Use phase	End of Life
CPS 2030	36%	43 %	21%	38%	40 %	22%	-	-	-
NPS 2030+SDS 2050	36%	43 %	21%	41%	36 %	23%	49%	24 %	28%

3. Conclusions

Since the building industry is going to increase the attention to the environmental consequences of its activity, the interest on environmental payback times is growing. The efforts towards NZEB will increase the environmental impacts of the construction phase of the buildings increasing their Embodied Energy and Embodied Carbon. Comparing a new standard building following current requirements on energy efficiency with a NZEB, the average calculated increment is of the 26% for the Embodied Energy and 19% for the Embodied Carbon. The decision of the construction of highly energy efficient houses produces an initial shift of burdens from the use phase to the construction one. When the environmental payback periods are calculated it is possible to notice that the shift of burdens occurs only in the short term. The results, in fact, show that the payback periods are much lower than the useful life of the buildings confirming the important role of NZEB in addressing climate change and energy saving. In traditional buildings, such as the analyzed school building, the use phase is responsible for the highest impacts, but this is not true for high-energy efficient constructions, such as NZEB. The retrofit of the building causes an increase of the EE and EC mostly due to the use of energy and by the related emissions during the production phase of the extra-materials introduced in the building. The retrofit produces a shift of burdens reducing the energy consumption of the building ex ante the interventions and increasing the amount of energy and environmental impacts embodied in its

components. The results show that the shift of burdens must be considered and that the payback periods must be considered because the calculation of the energy and carbon payback periods helps to compare the different solutions in terms of environmental effectiveness. The Dynamic Life Cycle Assessment (DLCA) faces the limitations of the traditional approach of LCA trying to reduce its uncertainties in the evaluation of the environmental performances of systems with a long file span, such as buildings. This study shows that the results can be sensitive to the assumptions made on some time dependent parameters such as the emission factors of electricity production. The use phase is the most influenced by the introduction of the DLCA modelling with a maximum reduction of its incidence in the total emissions of 19%. The related increase of the embodied impacts is equal to 13%. The study shows that the strong limitation of the traditional LCA in neglecting the temporal dimension can be reduced thanks to the dynamic approach, even though some uncertainties remain.

4. References

- Asdrubali, F., Baldassarri, C., and Fthenakis, V. (2013). Life cycle analysis in the construction sector: Guiding the optimization of conventional italian buildings. *Energy and Buildings*, 64:73 – 89.
- Chau, C., Leung, T., and Ng, W. (2015). A review on life cycle assessment, life cycle energy assessment and life cycle carbon emissions assessment on buildings. *Applied Energy*, 143:395.
- Chau, C., Yik, F., Hui, W., Liu, H., and Yu, H. (2007). Environmental impacts of building materials and building services components for commercial buildings in hong kong. *Journal of Cleaner Production*, 15(18):1840 – 1851.

Literature review on Remanufacturing strategies and LCA forward the building sector

Tecla Caroli, Monica Lavagna, Andrea Campioli

Politecnico di Milano, Department of Architecture, Built environment and Construction engineering

Email: tecla.caroli@polimi.it

Abstract

The aim of the research is a literature review referred to the combination of Remanufacturing strategy and the Life Cycle Assessment in the building sector. Remanufacturing is a strategy that in the latest decades is applied in design and engineering sectors. The analysis of topics is based on the investigation of sources on Bibliography and European Research Projects platforms. The paper describes the state of art of the Remanufacturing as EOL recovery strategy and the necessity to promote the application on the building sector considering the entire Life Cycle of the building.

1. Introduction

1.1. Background

The world is more crowded, more polluted, more urban, more ecologically stressed, and warmer than ever before in recorded history. Over the last decades, the growth of the society generate a linear economy development (*take-make-use-dispose*), that leaves a trail of economic, environmental and societal challenges and problems in its wake. The Circular Economy, as new economic framework (Pomponi et al., 2016) can be combined with the 6R-based elements of sustainable manufacturing in order to relieve these challenges by establishing a closed-loop material flow, considering the product life cycle.

Sustainable value in manufacturing requires yet another transformation from a 3R concept and Life Cycle Costing to a 6R strategy: a transformation of vision where economics, environmental and societal aspects are considered simultaneously. By extending the original 3Rs of Reduce, Reuse, and Recycle to a 6R concept, with the addition of widespread Recovery of materials, Remanufacturing of products, and Redesigning legacy technology, it makes possible a type of sustainable development in which LCA and Circular Economy. These topics are ingrained in the idea that End-Of-Life (EOL) materials should be viewed as “raw materials” to the next generation of a product life cycle (Fig. 1). This closed-loop approach not only targets the growing problem with depleting resources, but also reimagines what was once considered waste into an economic asset for the future (Jaafar et al., 2007).

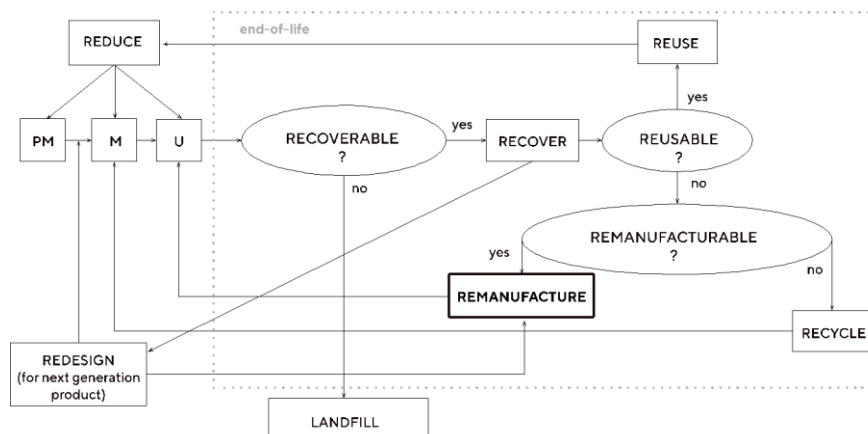


Figure 1: End-Of-Life: Life Cycle Process (Zhang et al., 2013)

Due to environmental regulation and economic viability, industries are showing the growing interest in the product recovery (Fegade et al. 2015) applying the following EOL strategies: recycling, remanufacturing, reuse, repair and refurbishment components. If reuse and repair are not possible, remanufacturing is the preferable option because it preserves the raw materials and the energy value added in the initial production of the product, this allows the manufacturer to increase the productivity as well as the profitability in the business.

1.2. Remanufacturing

Remanufacturing is an End-Of-Life strategy that reduces the use of raw materials and energy necessary to manufacture new products. The Remanufacturing process can be defined as a product recovery strategy focused on product restoration and reconditioning of its parts, in order to rebuild it according to its original design. In particular, a product is suitable for the remanufacturing or not depends on the decisions taken in the early phase of the design process. The whole life cycle of the product is analyzed and optimized to reach the scope.

Currently, the Remanufacturing strategies are applied on few industrial sectors (automotive, electronic, interior design), the challenge of the research is to apply it also in building sector. Buildings are responsible for up to 40% of the materials produced and consumed globally (by volume), approximately 40% of the world's waste generation (by volume) (Becqué et al., 2016) and they account for 20–35% of the contribution to most environmental-impact categories such as global warming and smog formation (European Commission, 2006). Thus, the construction sector represents a major set of opportunities for achieving local and global environmental objectives, such as the UN Sustainable Development Goals (United Nations, 2015) to reduce waste and environmental impacts, with the application of Circular Economy approach.

In practice, the effort to apply remanufacturing strategy is related to the furniture (chairs, desks, shelves, etc.) of the buildings (Krystofik et al., 2018). According to the Brand's "Pace Layers Framework" scheme (Fig. 2), the current applications refer to the *stuff*; the future research plans to fill this gap, extending remanufacturing to the other building parts: *skin*, *service*, *space plan*.

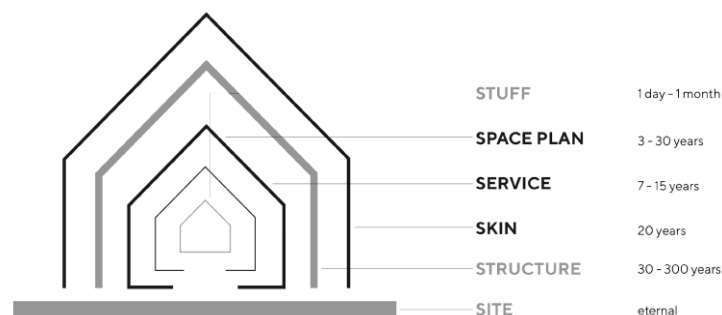


Figure 2: Pace Layers Framework (Brand, 1994)

Before this challenge, it is necessary to access whether and to what extent, a remanufactured product is better for the environment, with a Life Cycle Assessment (LCA).

This paper reports on a literature review conducted to analyze how the LCA is shaped for remanufactured products and to identify guideline for the application also in the building sector. The next paragraphs analyze the materials and method used to develop the state of art of the research and the most relevant contents of the documents collected. The goal is to define some guideline for the future research.

2. Materials and Methods

The literature review follows the steps provided by Fink (2013): selection of the research question, selection of the used databases, application of the screening criteria and conducting the review.

The initial research question is: there is a current intersection between LCA and remanufacturing theme in the building sector?

The review is carried out on four bibliography databases, that provide similar results: Web of Science, Scopus, Google scholar and Semantic Scholar. As search strings, the keywords used derive from the definitions given in the introduction, whose different notations are combined: "Remanufacturing" (OR "Re-manufacturing") AND "Life Cycle Assessment" (OR "LCA" OR "Life-cycle-assessment") AND "built environment" (OR "building sector" OR "construction sector" OR "construction engineering"). At the beginning, the filters applied are: open access documents, articles and proceedings papers as type of documents and English language.

The only one result obtained is the research article of Krystofik et al. (2018), that talks about a comparative Life Cycle Assessment between remanufacturing, adaptive remanufacturing and new furniture of an office.

So, the research is redefined using only Remanufacturing and LCA (and their notations) keywords and applying not only the previous filters but also one referred to the categories: building environment, environmental engineering. The results are quite different compared to previous, so also other documents are selected and classified in different themes to do a critical review:

- LCA evaluation of Remanufacturing strategies in automotive sector;
- LCA evaluation of Remanufacturing strategies in electronic sector;
- LCA and Remanufacturing strategies for the decision making;
- LCA and Remanufacturing strategies for the management of product-service design.

Table 1: Classification of papers

Author	Keywords	Theme
Ardente et al.	"remanufacturing" AND "LCA"	LCA and Remanufacturing in electronic sector
Bey et al.	"remanufacturing" AND "LCA"	product-service design
Bradley et al.	"remanufacturing" AND "LCA"	product-service design
Eichner et al.	"remanufacturing" AND "LCA"	product-service design
Fang et al.	"remanufacturing" AND "LCA"	product-service design
Fegade et al.	"remanufacturing" AND "Life Cycle Assessment"	LCA and decision-making
Filho et al.	"remanufacturing" AND "Life Cycle Assessment"	LCA and decision-making
Krystofik et al.	"remanufacturing" AND "LCA" AND "built environment"	LCA and Remanufacturing in the building sector
Peng et al.	"remanufacturing" AND "LCA"	LCA and Remanufacturing in automotive sector
Ramani et al.	"remanufacturing" AND "Life Cycle Assessment"	LCA and decision-making
Wakkary et al.	"remanufacturing" AND "Life Cycle Assessment"	LCA and decision-making
Winkler et al.	"remanufacturing" AND "Life Cycle Assessment"	LCA and decision-making
Xu et al.	"remanufacturing" AND "Life Cycle Assessment"	LCA and decision-making

A search is also conducted on European Project Platform (CORDIS) defined with the intersection of keywords: Life Cycle Assessment, Remanufacturing and built environment (as it is done for the bibliography research). The filters applied concern the type of collection (projects, projects publications, programme and news) and the domain of application (industry technologies and change and environment).

3. Analysis and Results

3.1. Literature analysis

The documents collected are published in the period 2001-2018.

The largest share of publications (research papers) appeared in the *Journal of Cleaner Production and Resources, Conservation & Recycling*. Other important journals regarding the field of interest are *Waste Management*, *Journal of Mechanical Design* and *Journal of Environmental Economics and Management*.

Instead, the proceedings papers refer to the following conferences: *13th Global Conference on Sustainable Manufacturing*, *13th CIRP International Conference on Life Cycle Engineering*, *1st CIRP Industrial Product-Service Systems (IPS2) Conference*, *IEEE International Conference on Robotics&Automation* and *4th International conference on Materials Processing and Characterization*.

Regarding to the authors of the collection, they work on different affiliations in Europe, Asia and America. In Europe the most cited affiliations are located in Germany (TU Dresden University and University of Siegen) and in Denmark (Danish Building Research Institute, Aalborg University). In Italy, the affiliation that deal with remanufacturing theme is the Joint Research Centre in Ispra (LCA of remanufacturing strategy on electronic products). In America and in Asia the most cited affiliation are respectively Rochester Institute of Technology and The Hong Kong Polytechnic University.

3.2 European projects analysis

In this case the results are similar to the literature research. With the same combination of the previous keywords, there aren't research projects referred to the remanufacturing of construction products, or the LCA evaluation of the remanufacturing strategy.

This research highlights that now the remanufacturing strategy is applied only in the engineering sector (automotive, electronic) and the application in the design sector of Life Cycle Assessment is marginal.

The results of both analyses are consistent but not satisfactory. Despite of it, they are important to identify the themes and methods necessary for the application of remanufacturing strategy and to highlight its strengths and weaknesses.

3.3. Contents

3.3.1 End-Of-Life management

Managing End-Of-Life products has become a field of rapidly growing interest for product manufacturers (Ramani et al., 2010). As environmental regulations urge stronger stewardship for product retirement, disposal can no longer be the primary retirement strategy for End-Of-Life products. Manufacturers need to find more proactive ways to reduce waste and save resources. EOL management should be considered at the design stage in order to facilitate efficient and effective take-back and recovery. There is also the necessity to create new regulations and to improve others that allow the promotion and the facilitation of the application of new End-Of-Life strategies.

3.3.2 Design for Remanufacturing

The concept of design for remanufacturing comes in the focus due to the technical barrier during the process of the remanufacturing (End-Of-Life) and these factors are related back to the design process of the product.

The decisions have to be made based not only on structure, material and manufacturing choices, but also on transportation, distribution and End-Of-Life logistics and management (Krystofik et al., 2018). LCA has been established as the most widely used methodology to evaluate the environmental sustainability of a product, applied also to support the design decision-making (Wakkary et al., 2009) and to lead innovative recovery model for which we have not envisioned building products yet: remanufactured building products.

3.3.3 Life Cycle Assessment

The following report focuses only on the three documents that include a complete Life Cycle Assessment of three case studies:

- Ardente et al., 2018: paper A;
- Krystofik et al., 2018: paper B;
- Peng et al., 2019: paper C.

The analysis carries out the assumptions fixed during the evaluation, following the LCA methodology, defined by ISO 14044 (2006) and ISO 14040 (2008). The investigation focuses on the definition of the goal and scope, the definition of functional unit, the environmental impact indicators considered and some relevant results (Table 2).

The paper A talks about the application of remanufacturing strategies on the electronic sector. The aim of the study is to compare the environmental impacts between a new server or a remanufactured one. The functional unit of the study was the use of one average server (27.8 kg in mass) for 4 years of its lifetime. The system boundaries are set based on the assumption that a remanufactured product is functionally equivalent to (substitutes) a new product (also in terms of average life). The study assumes that the life of a product could be extended (e.g. through repair) for a limited time, delaying the purchase of a new product by several years.

The potential environmental impacts assumed are: Abiotic depletion potential; Acidification midpoint; Climate change midpoint (excluding biogenic carbon); Ecotoxicity: freshwater; Eutrophication: freshwater; Eutrophication: marine; Eutrophication: terrestrial; Human toxicity, cancer effects; Human toxicity, non-cancer effects; Ionising radiation; Ozone depletion; Particulate matter/respiratory inorganics; Photochemical ozone formation; Primary energy demand (from fossil and renewable sources); Resource depletion (water).

In the paper B, the remanufacturing strategies are applied to recover office furniture and the LCA is used to estimate the impacts of multiple remanufacturing cycles and how these are affected by “adaptive remanufacturing”, a neologism to describe the use of an End-Of-Life product core to create a similar, non-identical product. The goal is to compare the environmental impacts of virgin products, adaptive remanufactured products (Reman.1) and remanufactured products (Reman. 2).

The scope is the study of office workspace system that includes three components: work surfaces, storage units, wall panels. The boundary parameters regarding materials, manufacturing and transportation processes (A1-A3 stages). The functional unit considered in this study is one workspace system supporting one user for a service life of ten-years. To develop the assessment is used Simapro 8.0.4, a LCA modelling software in conjunction with the Ecoinvent 3 lifecycle database, to create the model based on “real-world data”. Environmental impacts were evaluated using the ReCiPe 1.11 midpoint+ method and the Cumulative Energy Demand (CED) 1.09 impact assessment library.

Instead, the study proposed in the paper C, focuses on restoring technologies (automotive sector) and wants to develop an effective and comprehensive multi-criteria decision-making approach for the application to the remanufacturing process considering the environmental, the economic cost and technical property.

The goal is to quantify the environmental impacts of the four restoration processes. Restoration is one of the main stages in remanufacturing and the costs of this procedure According to the boundaries selected, the study considers all the materials of the product, the energy and their own upstream generation, as well as transportation and landfill processes, are considered. The functional unit is defined as “a restoring process with certain deposition layer (720 mm³)”.

Moreover the analysis consider only five environmental impacts: Chinese resource depletion potential (CADP), global warming potential (GWP), respiratory inorganics (RI), acidification potential (AP), and water eutrophication potential (WEP). This study include also a LCC.

Considering also the sensitivity analysis and the definition of Life Cycle Inventory, in all three studies, it is possible to highlight some weaknesses. In particular Winkler (et al. 2007) underline that the sensitivity analysis use a static and linear approach to model the emissions of a waste management system, which is far from the reality. Moreover, many assumptions are an oversimplification of the real conditions. Although comparisons of LCI results show that a complex model does not guarantee better results and that a simple model must not deliver unrealistic conclusions, the models need to reflect the complexity of a real case.

Table 2: Literature review details and analysis

paper with LCA	journals	sectors	goal of the study	FU description	results reported
Ardente et al., 2018 (A)	Journal of Cleaner Production	electronic	to compare the environmental impacts between a new server or a remanufactured one	the use of one average server (27.8 kg in mass) for 4 years of its lifetime	remanufactured product reduces the environmental impacts but consume up to 7% more of energy
Krystofik et al., 2018 (B)	Resources, Conservation & Recycling	building	to compare the environmental impacts of virgin products, adaptive remanufactured products and remanufactured products	one workspace system supporting one user for a service life of ten-years	both the two remanufacturing cycles consume 18% as much energy as new product and the environmental benefits of adaptive remanufacturing are low
Peng et al., 2019 (C)	Journal of Cleaner Production	automotive	to quantify the environmental impacts of the four restoration processes	a restoring process with certain deposition layer (720 mm ³)	economic advantages using remanufactured technologies

It is evident how different assumptions led to different results, because all three studies are modelled according to the characteristics of the case studies and the initial objectives set. Even if the results are similar - a low environmental advantage with the use of remanufacturing products - the analysis of this topic could be improved.

4. Conclusions

The focus of the research on the remanufacturing recovery strategy is led by the current not sustainable development and the dissemination of issues related to the circular economy. The paper collects a lot of information about the dissemination of the future research, knowing towards which direction these issues move, in terms of place and notions.

The literature review highlights the lack of the application of remanufacturing in the building sector and that LCAs for remanufacturing still form a niche in the LCA literature.

Despite of the environmental advantages to use remanufactured products are low, the results obtained are also useful to know which are the challenge to move on and problems to solve for the application of remanufacturing strategy in the building sector. It is important also to say that the remanufactured products, used in other sectors have different characteristics, dimensions and quantities, compared to the building sector, so the LCA results could be more advantageous.

However, before a consistent prospective LCA concept promoting remanufacturing in the building industry can be formulated, further research is needed:

- to identify and account materials and component that could be recovered;
- to identify the influence of material compositions has on the environmental performance of different building types;
- to promote how to handle the EOL products and which are the benefits related to the application of Circular Economy concepts;
- to determine how to best implement these factors into environmental performance assessments.

This will provide key stakeholders (designers, clients, users, manager etc.) with a valid and consistent basis for life cycle-based decision-making and policy initiatives to better link recovery strategies concepts to the environmental performance of buildings. It will help to establish clear objectives and to develop the future research.

5. References

- Ardente, F, Talend Peirò, L, Mathieux, F, Polverini, D, 2018. Accounting for the environmental benefits of remanufactured products: Method and application, *Journal of Cleaner Production* 198, 1545-1598.
- Becquè, R, Mackres, E, Layke, J, Aden, N, Liu, S, Managan, K, Graham, P, 2016. Accelerating building efficiency: Eight actions for urban leaders. Washington, DC: World Resource Institute (US).
- Bey, N, McAloone, T, 2006. From LCA to PSS – Making leaps towards sustainability by applying product/service-system thinking in product development. In: 13th CIRP International Conference of Life Cycle Engineering (LCE) 2006, 571-576.
- Bradley, R, Jawahir, IS, Badurdeen, F, Rouch, K, 2018. A total life cycle cost model (TLCCM) for the circular economy and its application to post-recovery resource allocation. *Resources, Conservation & Recycling* 135, 141-149.
- Brand, S, 1994. *How buildings learn: What happens after they're built*. Penguin, USA.
- Eichner, T, Pething, R, 2001. Product Design and Efficient Management of Recycling and Waste Treatment. *Journal of Environmental Economics and Management* 41, 109-134.
- European Commission, 2006. Environmental impact of products (EIPRO) – Analysis of the life cycle environmental impact related to the final consumption of the EU-25. Joint Research Centre, Spain.
- Fang, HC, Ong, SK, Nee, AYC, 2016. An integrated approach for product remanufacturing assessment and planning, *Procedia CIRP* 40, 262–267.

- Fegade, V, Shrivatsava, RL, Kale, AV, 2015. Design for Remanufacturing: Methods and their Approaches. 4th International Conference on Materials Processing and Characterization, Proceedings 2, 1849-1858.
- Filho, AG, Pigosso, DCA, Ometto, AR, Rozenfeld, H, 2009. Remanufacturing on a Framework for Integrated Technology and Product-System Lifecycle Management (ITPSLM). In: 1st CIRP Industrial Product-System (IPS2) Conference, Cranfield University, 1-2 Apr., 273.
- Fink, A, 2013. Conducting research literature reviews: From the Internet to paper. Sage Publications.
- ISO, 2006. ISO 14044: Environmental management – Life cycle assessment – Requirements and guidelines.
- ISO, 2008. ISO 14040: Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. Order a Journal on the Theory of Ordered Sets and its Applications.
- Jaafar, IH, Venkatachalam, A, Joshi, K, Ungureanu, AC, De Silva, N, Dillon Jr, OW, Rouch, KE, Jawahir, IS, 2007. Product design for sustainability: a new assessment methodology and case studies. Environmentally Conscious Mechanical Design, vol. 5., 25–65.
- Jawahir, IS, Bradley, R, 2016. Technological elements of circular economy and the principles of 6R-based closed-loop material flow in sustainable manufacturing. Procedia CIRP 40, 03–108.
- Krystofik, M, Luccitti, A, Parnell, K, Thurston, M, 2018. Adaptive Remanufacturing for multiple lifecycles: a Case study in office furniture. Resources, Conservation & Recycling 135, 14-23.
- Peng, S, Li, T, Li, M, Guo, Y, Shi, J, Tan, GZ, Zhang, H, 2018. An integrated decision model of restoring technologies selection for engine remanufacturing practice. Journal of Cleaner Production 206, 598–610.
- Pomponi, F, Moncaster A, 2016. Circular economy for the built environment: A research framework, Journal of Cleaner Production 143, 710-718.
- Ramani, K, Ramanujan, D, Bernstein, W, Zhao, F, Sutherland, J, Handwerker, C, Choi, J, Kim, H, Thurston, D, 2010. Integrated Sustainable Life Cycle Design: A Review. Journal of Mechanical Design 132, 1-15.
- United Nations, 2015. Proposal for sustainable development goals – Sustainable development knowledge platform, viewed 3th April 2019. < <https://sustainabledevelopment.un.org/focussdgs.html>>.
- Wakkary, R, Tanenbaum, K, 2009. A Sustainable Identity: The Creativity of an Everyday Designer. CHI 2009 – Sustainability 1.
- Winkler, J, Bilitewski, B, 2007. Comparative evaluation of life cycled assessment models for solid waste management. Waste Management 27, 1021-1031.
- Xu, B, Liu, S, Wang, H, 2005. Developing remanufacturing engineering, constructing cycle economy and building saving-oriented society. J. CENT. SOUTH UNIV. TECHNOL, October 12.
- Xu, Z, Tang, M, Lam, Y, 2004. Environmentally Conscious Decision Making in Engineering Design. In: Proceedings of the 2004 IEEE International Conference on Robotics & Automation New Orleans, LA, April, 984-989.
- Zhang, F, Rouch, K, Jawahir, IS, 2013. On improving the product sustainability of metallic automotive components by using the total life-cycle approach and 6R methodology. In: Seliger, G. (Ed.), 11th Global Conference on Sustainable Manufacturing (GCSM). Berlin, Germany, 23–25 Sep.

Miglioramento del profilo energetico-ambientale dell'involucro edilizio verticale opaco attraverso l'adozione di componenti con matrice materica da riciclo

Elisabetta Palumbo¹, Marzia Traverso¹

¹ Institute of Sustainability in Civil Engineering (INaB), RWTH Aachen University

E-mail: elisabetta.palumbo@inab.rwth-aachen.de

Abstract

Il presente studio intende valutare gli effetti che l'uso di materie prime da riciclo nella composizione materica dei componenti di involucro adottati produce sull'impatto totale, il tutto analizzando la relazione che intercorre tra le emissioni di GWP prodotte dal miglioramento energetico dell'involucro edilizio di un edificio residenziale italiano rispetto all'energia incorporata nei materiali di cui è composto.

Di fatto lo studio evidenzia come questo secondo scenario produca effetti sensibilmente positivi sulla riduzione del GWP sia incorporato (fino ad un massimo di ca. 50% di riduzione dell'impatto in kg CO₂eq) sia correlato alla fase d'uso (ca. 7.4%), rappresentando, pertanto, un'efficace strategia per incentivare una più ampia disponibilità di componenti edilizi ottenuti adottando materie prime da riciclo.

1. Introduzione

La pubblicazione in Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea della Direttiva Europea 2018/844 che aggiorna la Direttiva EPBD (*Energy Performance Building Directive* – n.31 del 2010) sulla prestazione energetica degli edifici, pone gli Stati Membri di fronte all'ambiziosa e difficile sfida di decarbonizzare il patrimonio edilizio pubblico e privato esistente, entro il 2050.

La EPBD, nota per aver introdotto il concetto di *Nearly Zero Energy Buildings* (nZEB), e per aver indotto azioni di cambiamenti importanti sia nelle teorie progettuali sia nelle prassi tecnico-costruttive (D'Olimpo D., 2017), pur riferendo l'efficientamento energetico degli edifici esteso su tutto il ciclo di vita, di fatto affronta il tema solamente dal punto di vista economico, tralasciando le implicazioni ambientali associate alla produzione, costruzione, uso, mantenimento e al fine vita dei manufatti.

Nonostante in letteratura, l'energia operativa (OE) viene spesso identificata quale componente predominante all'interno del bilancio energetico globale di un edificio (Verbeeck e Hens, 2010), vari studi sulla relazione tra energia operativa ed energia incorporata (EE) rilevano che all'aumentare dei livelli prestazionali in esercizio, il rapporto tende verso l'innalzamento della EE.

In particolare, una recente ricognizione della letteratura sulla variabilità del rapporto tra EE ed EO (Azari and Abbasabadi, 2018) (Figura 1), partendo dalla evidenza che la EE rappresenta il 10-12% del consumo totale di energia delle residenze convenzionali nel ciclo di vita e il 31-46% in quelle che adottano livelli più elevati di isolamento, ne presume un ulteriore evoluzione entro il 2050.

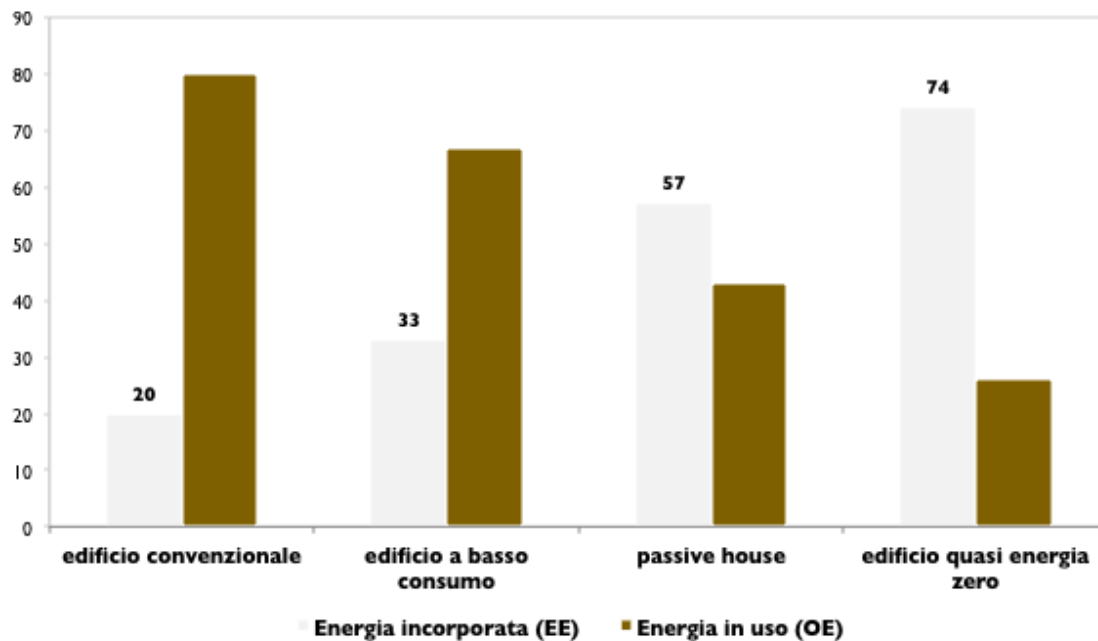


Figura 1: Rilevanza dell'EE e dell'OE durante il ciclo di vita degli edifici residenziali (rielaborata dagli autori da: Azari et al., 2018)

Difatti, diverse fonti di letteratura evidenziano la necessità di bilanciare il rapporto tra energia incorporata ed energia operativa lungo l'intero ciclo di vita di un edificio, il cui valore negativo potrebbe far innescare l'effetto boomerang secondo cui all'innalzamento delle prestazioni in uso degli edifici, corrisponde un elevato contenuto energetico e di risorse incorporate nei materiali adottati nelle fasi produttive (*embedded impacts*) o in quelle di gestione (frequenti cicli manutentivi) e fine vita.

Tale effetto, meglio noto come "paradosso di Jevons", è descritto da alcuni autori (Jia & Crabtree, 2015; Copiello, 2017) come quel fenomeno secondo cui i miglioramenti apportati per raggiungere l'efficienza di una risorsa anziché diminuire il consumo di quella risorsa, possono farlo aumentare.

In particolare, Copiello (2017) affrontando la questione nell'ottica economica del ritorno di un investimento, analizza quattro differenti performance energetiche di edifici, dal convenzionale a quello a consumo quasi nullo, individuando quale possa essere il livello di efficienza energetica ottimale tale da "ripagare" il maggior consumo di risorse nelle fasi non operative a fronte di minori consumi di esercizio nell'arco del ciclo di vita (Palumbo E. et al, 2018).

Un altro aspetto di estrema rilevanza, teoricamente spesso enunciato ma trascurato nella pratica, riguarda l'influenza esercitata dal miglioramento del profilo ambientale di materiali e prodotti per l'involucro edilizio di un edificio attraverso l'introduzione di materie prime da recupero e/o riciclo nella delicata gestione delle variabili sia energetiche che ambientali globali.

Visto il ruolo determinante nella definizione delle prestazioni termiche ed energetiche che l'involucro edilizio di un edificio assume dal punto di vista dimensionale e, pertanto, anche sotto il profilo ambientale (Azari, 2014), lo studio si propone di valutare la variazione dell'impronta di carbonio, espressa in kgCO_2 equivalente, a seguito di azioni di miglioramento energetico dell'involucro edilizio verticale opaco e degli effetti che essa induce.

2. Caso studio: miglioramento delle prestazioni eneregetiche ed ambientali dell'involucro opaco esterno

L'analisi è stata condotta su un caso studio mutuato da un precedente lavoro di ricerca finalizzato a valutare gli effetti prodotti dall'involucro trasparente in una valutazione energetico-ambientale globale (Palumbo E. et al. 2018).

Il manufatto analizzato é una residenza unifamiliare, ipoteticamente localizzata nella città di Ravenna (Emilia Romagna, zona climatica E, ca. 2230 gradi giorno) (Figura 2).

Nel precedente studio, al fine di focalizzare lo studio agli obiettivi prefissati e limitare al massimo le variabili coinvolte, l'edificio è stato volutamente modellato con un impianto planimetrico molto semplice, a forma quadrata (10 x 10 metri), di circa 7 metri di altezza, e una superficie lorda riscaldata di 162 m². Inoltre, non sono presenti ostruzioni di alcun genere, quali sporti ai piani superiori, presenza di vegetazione o di edifici adiacenti, tali da poter influenzare l'esito delle analisi energetiche. La tipologia costruttiva è di tipo tradizionale: struttura in calcestruzzo armato, tamponature esterne in laterizio, solai in latero-cemento e copertura inclinata a doppia falda (Figura 3).



Figura 2: Caso studio: planimetria, prospetto e sezione tipo

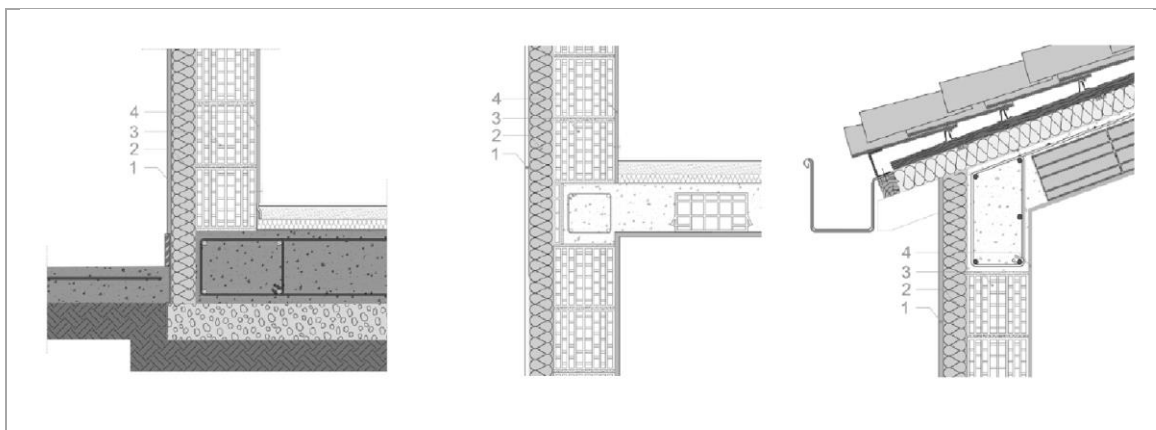


Figura 3: Caso studio: particolari costruttivi delle soluzioni tecniche di involucro (da Palumbo E. et al., 2018)

Lo studio ha analizzato tre diverse configurazioni di involucro verticale esterno opaco così composte (Tabella 1):

- **Basic**: sistema a cappotto in XPS (sp. 100 mm);
- **Good**: coibentazione migliorata dell'involucro opaco con incremento dello spessore del sistema a cappotto in XPS (da sp. 100 mm a 140 mm);
- **Very good**: variazione della composizione materica dell'isolante in XPS attraverso l'introduzione del 45% di materiale riciclato;
- **Excellent**: variazione della composizione materica dell'isolante in XPS attraverso l'introduzione del 100% di materiale riciclato.

Tabella 1: Stratigrafia e valori di trasmittanza termica dell'involucro verticale opaco nelle quattro configurazioni analizzate

Stratigrafia	Basic	Good	Very Good	Excellent
	Spessore [mm]			
1. Rasatura esterna	15	15	15	15
2. Pannello termoisolante (XPS)	100	140	140 (45% riciclato)	140 (100% riciclato)
3. Blocchi di laterizio forato	300	300	300	300
4. Intonaco interno	15	15	15	15

3. Metodologia

La prima parte dello studio ha riguardato l'analisi delle prestazioni energetiche in fase d'uso dell'edificio nelle diverse configurazioni di involucro al fine di definire l'indice di prestazione energetica globale (EPgl), espresso in kWh/m² anno. Con l'ausilio del software Termo, sviluppato dalla Namirial Group, e nel rispetto dei requisiti minimi di prestazione energetica degli edifici di cui alla DGR 967/2015, è stato possibile determinare sia l'indice di prestazione energetica globale – rinnovabile (EPgl,ren) e non (EPgl,nren) – che rappresenta il fabbisogno di energia primaria annuale su m², e le emissioni di CO₂ associate al funzionamento annuale nei due scenari, Basic e Good (Tabella 2).

Tabella 2: Prestazione energetica delle due configurazioni di involucro ed emissioni di CO₂

Parametri	Config. Basic	Config. Good
EPgl,nren [kWh/m ² anno]	46,4	45,9
EPgl,ren [kWh/m ² anno]	36,5	33,8
GWP [kgCO ₂ e/m ² anno]	9,25	9,11

Mentre, le emissioni di anidride carbonica dovute alla produzione dei materiali e quindi di quelle “incorporate” nei materiali costituenti i pacchetti di involucro ipotizzati, attraverso la LCA “*from cradle to gate*”, sono state calcolate adottando il database Ecoinvent v.3 e il metodo di calcolo CML-IA baseline V3.05.

In linea con le assunzioni adottate dal recente framework comunitario Level(s) (Dodd N. et al., 2017), la vita utile di riferimento (*Reference Service Life*) assunta per l'involucro opaco è di 30 anni.

4. Risultati

L'analisi dell'anidride carbonica incorporata nelle due fasi del ciclo di vita dell'edificio analizzate, misurata dall'indicatore Global Warming Potential (GWP) in kgCO₂e, *product stage* e *use stage*, nell'arco temporale dei 30 anni, evidenzia come alla diminuzione del GWP durante la fase di esercizio di circa il 2%, prodotta dal miglioramento della prestazione termica della configurazione di involucro opaco (soluzione Good, maggiorazione dello spessore di isolante in XPS), corrisponda aumento del 14% degli impatti inglobati nella fase produttiva (Figura 4).

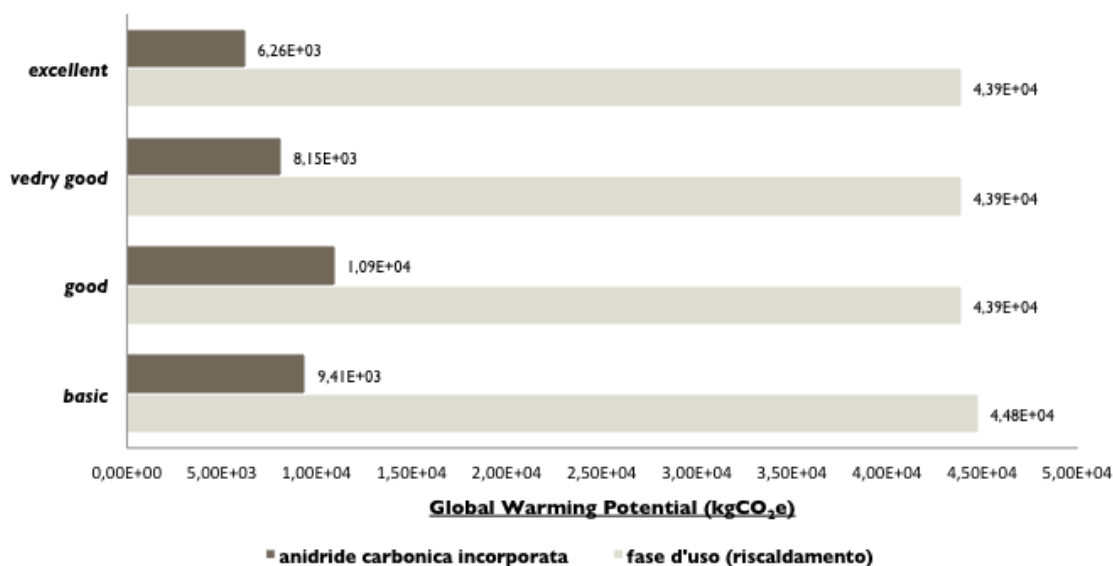


Figura 4: Valori di Global Warming Potential (kg CO₂ eq) relativi alle fasi d'uso dell'edificio e alla fase produttiva delle quattro configurazioni di involucro opaco

Quando, invece, a parità di coefficiente di prestazione, si interviene sulla composizione materica dell'isolante in XPS in fase produttiva, sostituendo la materia prima vergine con materia prima riciclata, si ottiene un miglioramento che incrementa al crescere della quota in peso introdotta. In particolare, con la configurazione *very good* in cui la quota del materiale di recupero è del 45% in peso si raggiunge una riduzione della CO₂e totale di 2.133 kg (equivalente a ca. il 4%), mentre, la *excellent*, che contempla un materiale riciclato al 100%, implica una riduzione dell'impatto totale di ca. 7,4% (Figura 5).

Tali esiti percentuali, apparentemente influenti sull'impatto prodotto nei 30 anni di vita dalle fasi “*from cradle to gate*”, soprattutto se misurati rispetto alle altre fasi del ciclo di vita non analizzate (come ad esempio il trasporto o la manutenzione), andrebbero correlati ad analisi eseguite sulle restanti porzioni di involucro, trasparente, di copertura e di attacco a terra, che insieme definiscono la prestazione energetica globale.

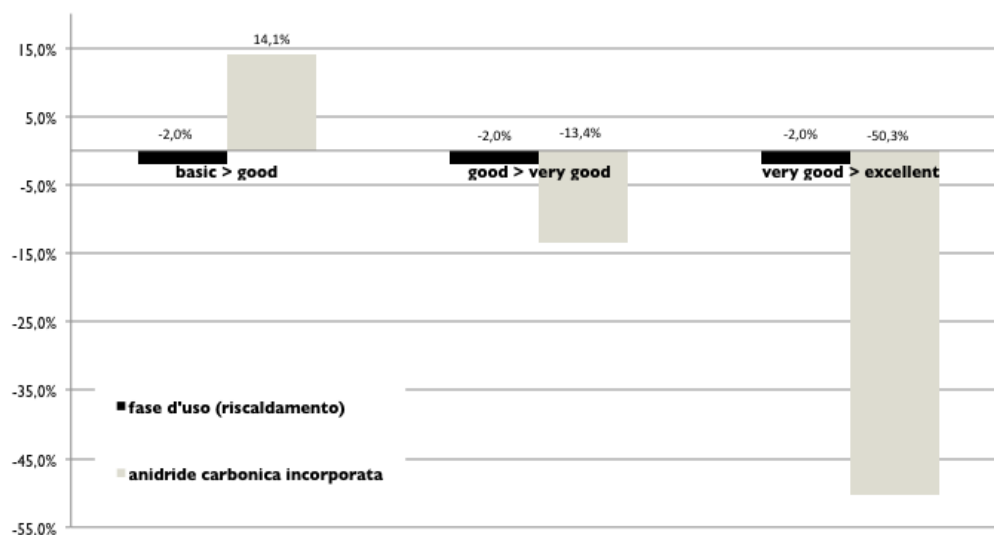


Figura 5: Variazione percentuale della CO₂ equivalente incorporata dalle soluzioni di involucro opaco rispetto alla fase operativa

Una panoramica della crescita delle emissioni relative ai valori cumulativi di GWP in uso nell'arco della vita utile è chiaramente registrabile nel grafico di Figura 6.

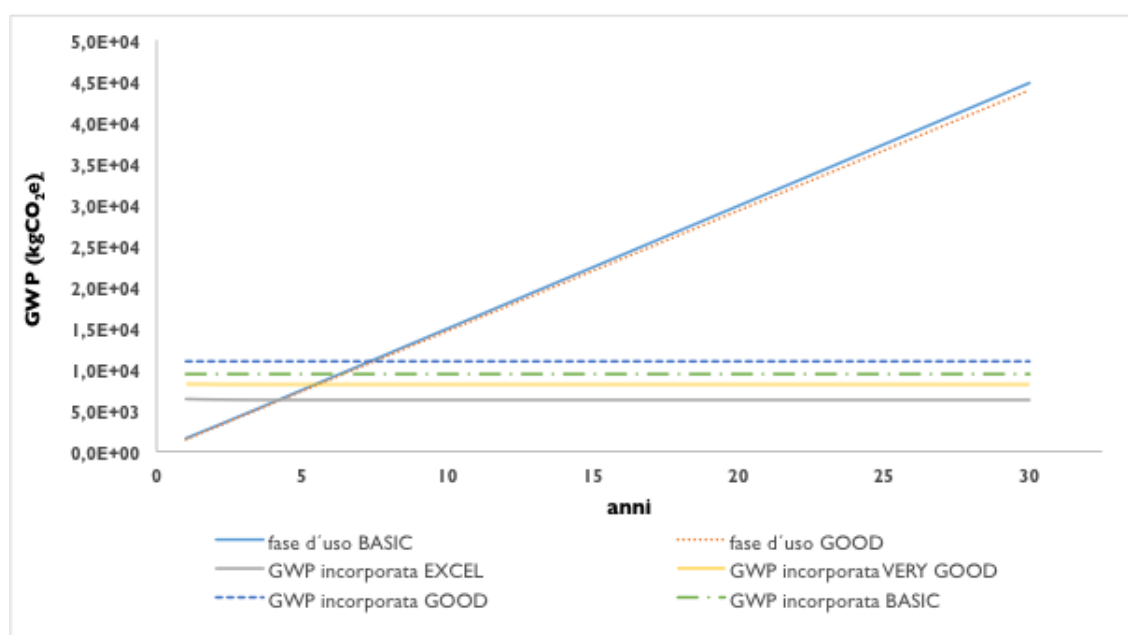


Figura 6: Variazione delle emissioni relative a GPW (kgCO₂e) nell'arco dei 30 anni in fase d'uso (USE, scenario basic e good) e in quella produttiva (Embodied Carbon EC) nelle quattro differenti soluzioni di involucro vertical opaco

5. Conclusioni

Lo studio ha analizzato la relazione che intercorre tra il contributo di GWP in kg di CO₂e connesso all'incremento del livello di performance energetica dell'involucro edilizio verticale opaco, assunto come una parte dell'unità tecnologica che grava in maggior misura sul bilancio prestazionale globale dell'edificio, e quella incorporata nei materiali che lo compongono.

La valutazione ha assunto come caso studio il modello di un piccolo edificio residenziale monofamiliare, per il quale sono state previste più configurazioni di involucro opaco. In prima battuta, sono state esaminati due scenari di crescente livello di resistenza termica, basic

e good, di cui sono stati determinati il fabbisogno energetico in esercizio e le relative emissioni di anidride carbonica (kgCO_2/m^2 anno).

Successivamente, adottando la banca dati Ecoinvent v.3, è stato calcolato l'impatto ambientale relativo al solo indicatore "potenziale di riscaldamento globale – GWP", nella fase '*from cradle to gate*', sia nelle due diverse configurazioni oggetto di analisi energetica (Basic e Good), sia inserendo altre due varianti (Very good ed excellent) di pari performance termica ma composte da uno strato isolante contenente, rispettivamente, il 45% e il 100% di materiale riciclato.

E' stato così possibile stimare il GWP totale relativo alle quattro differenti configurazioni, per la fase di produzione e per quella di esercizio, e quindi di correlare le variazioni della anidride carbonica incorporata nelle soluzioni tecniche determinate in relazione al cambiamento della prestazione energetica.

Gli esiti delle analisi eseguite, seppure riguardanti una porzione limitata dell'involucro esterno di un manufatto edilizio, oltre ad avvalorare quanto già mostrato dalla letteratura sul delicato equilibrio tra EE ed EO (Ibn-Mohammed et al., 2013), evidenzia la importanza di intervenire sulle filiere produttive e sull'adozione ad esempio di quote di materia prima da riciclo in sostituzione di quella vergine. In effetti, e' emerso che l'impiego di materiali e componenti che -a parità di prestazioni funzionali- incorporano quote di risorsa riciclata, producono effetti sensibilmente positivi sulla riduzione del GWP sia incorporato (fino ad un massimo di ca. 50% di riduzione dell'impatto in $\text{kg CO}_2\text{e}$) sia correlato alla fase d'uso (ca. 7.4%).

La strategia di adottare materiali e componenti edilizi ottenuti sostituendo parte delle materie prime vergine con quelle da riciclo rappresenta sicuramente uno dei possibili percorsi che possono essere intrapresi per ridurre gli impatti legati alle filiere produttive. Prospettiva quest'ultima che andrebbe sempre corredata dalla misurazione degli impatti ambientali legati alle operazioni di trattamento e trasformazione del materiale da scarto o rifiuto a nuova o seconda vita.

Sviluppi futuri dovrebbero riguardare approfondimenti sulla correlazione tra la riduzione degli impatti inglobati nei materiali impiegati nell'edificio, con o senza matrice riciclata dei materiali, rispetto a piu' ampi interventi progettuali di mitigazione.

6. Bibliografia

Azari, R., 2014, Integrated energy and environmental life cycle assessment of office building envelopes. *Energy and Buildings*, 82, 156-162.

Azari, R., Abbasabadi N., 2018, Embodied energy of buildings: A review of data, methods, challenges, and research trends. *Energy and Buildings*, vol. 168, 225-235.

Copiello, S., 2017, Building energy efficiency: A research branch made of paradoxes. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 69, 1064-1076.

Dodd, N., Cordella, M., Traverso, M., Donatello, S., Level(s) – A common EU framework of core sustainability indicators for office and residential buildings, Joint Research Centre.

D'Olimpio, D., 2017, Innovative energy and environmental standards for architecture. *TECHNE-Journal of Technology for Architecture and Environment*, 13, 134-142.

Ibn-Mohammed, T., Greenough, R., Taylor, S., Ozawa-Meida, L., & Acquaye, A., 2013, Operational vs. embodied emissions in buildings-A review of current trends. *Energy and Buildings*, 66, 232-245.

Jia, J., & Crabtree, J., 2015, You get what you ask for., in: Jia, J. & Crabtree, J. (Ed), *Driven by Demand: How Energy Gets its Power*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 3-10

Palumbo E., Politi S., 2018, Efficientamento dell'involucro edilizio: interazione tra energia inglobata ed energia operativa. *TECHNE-Journal of Technology for Architecture and Environment*, 16, 247-257.

Verbeeck, G., & Hens, H., 2010, Life cycle inventory of buildings: A contribution analysis. *Building and Environment*, 45(4), 964-967.

LCT ED ECONOMIA CIRCOLARE

LCA e LCC a supporto dell'economia circolare: proposta di integrazione

Anna Mazzi¹, Teresa Di Prizio¹, Sara Toniolo¹

¹ Università degli Studi di Padova, Dip. Ingegneria Industriale. Via Marzolo 9, 35131 Padova

Email: anna.mazzi@unipd.it

Abstract

L'articolo propone un'applicazione combinata delle metodologie Life Cycle Assessment (LCA) e Life Cycle Costing (LCC) per verificare la convenienza ambientale ed economica di un prodotto da costruzione realizzato con materiale in ingresso proveniente dal recupero di rifiuti solidi urbani. L'utilizzo combinato di LCA e LCC permette di individuare le fasi del ciclo di vita del prodotto che hanno maggiori responsabilità ambientali ed economiche. Ciò rende possibile definire gli interventi più vantaggiosi per la riduzione degli impatti ed il contenimento dei costi, a favore di un'economia circolare conveniente sia per l'ambiente che per le imprese.

1. Introduzione

Sviluppare soluzioni produttive che sostituiscono materie prime vergini con materiali ottenuti dal recupero dei prodotti a fine vita è oggi un obiettivo fondamentale nella prospettiva dell'economia circolare (Commissione Europea, 2015). La riduzione degli impatti ambientali è un traguardo essenziale e l'approccio di ciclo di vita diventa irrinunciabile; al contempo, le imprese devono essere in grado di gestire i costi associati all'innovazione ambientale, per costruire un business sostenibile a lungo termine (Sonnemann et al., 2017). A supporto di questa duplice esigenza, la comunità scientifica propone al mercato il Life Cycle Assessment (LCA) (ISO, 2006 a, b) ed il Life Cycle Costing (LCC) (EC, 2017). L'utilizzo combinato di queste due metodologie può guidare il processo di decision making mettendo in evidenza i principali elementi che, in ottica di ciclo di vita, possono contribuire alla riduzione degli impatti ambientali e al contenimento dei costi (Hoogmartens et al., 2014).

L'articolo che presentiamo trae spunto dall'esperienza concreta di un'azienda che, a fronte della possibilità di realizzare un prodotto innovativo derivante da materiale di recupero, necessita di una valutazione di costi e benefici sia in termini ambientali che in termini economici. Il prodotto è un conglomerato cementizio ottenuto dal recupero di rifiuti solidi urbani (RSU) non pericolosi. L'utilizzo combinato di LCA e LCC per questo prodotto ci permette di riflettere su come l'integrazione di queste due metodologie possa effettivamente guidare un'impresa nel processo di ricerca e sviluppo perseguendo obiettivi di sostenibilità ambientale ed economica.

2. Materiali e metodi

2.1. Il conglomerato cementizio

Il materiale in esame è un conglomerato cementizio preconfezionato non strutturale; è composto per l'80% da aggregato industriale, per il 13% da acqua e per il 7% da Cemento Portland contenente un valore di clinker compreso tra l'80 ed il 94%. È utilizzato in particolare per la messa in opera di sottofondi, rilevati, sottobase nelle pavimentazioni stradali, aeroportuali e industriali.

L'aspetto innovativo di questo prodotto è l'impiego di aggregati riciclati che sostituiscono gli aggregati naturali. Prima di essere accettato e lavorato, l'aggregato viene sottoposto a controlli interni per verificarne la qualità, la non pericolosità e l'idoneità chimica ed ambientale ad essere recuperato. Dopo averne confermato l'idoneità, i rifiuti vengono convogliati in diverse linee di trattamento, in base alla tipologia di rifiuto e alla loro

provenienza (es. rifiuti da costruzione e demolizione, rifiuti da acciaieria e refrattari, rifiuti ceneri). La frazione fine ottenuta dalle linee di trattamento è sottoposta ad un processo di maturazione all'aperto con aggiunta di acqua. Il materiale così ottenuto viene inviato all'impianto di lavorazione; e qui, addizionando acqua e cemento, si ottiene il conglomerato cementizio.

La figura 1 rappresenta il prodotto in esame e uno schema sintetico del processo.

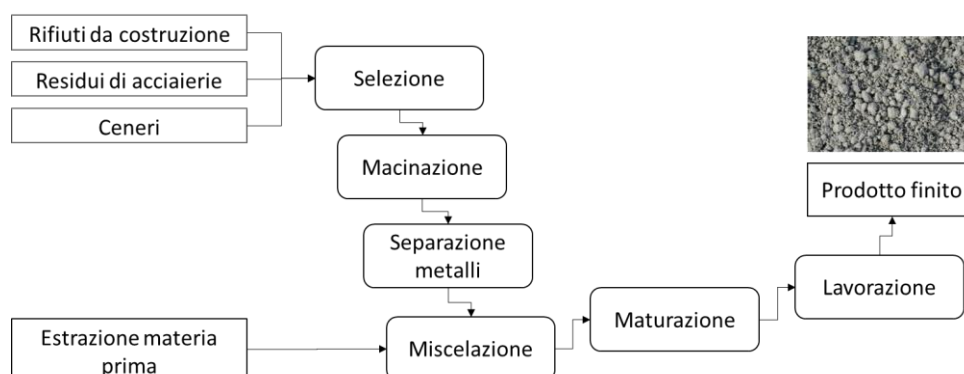


Figura 1: Il prodotto in esame e i principali passaggi del processo per ottenerlo

2.2. Framework per lo studio LCA-LCC combinato

Lo studio LCA è stato condotto secondo i requisiti delle norme ISO 14040 e 14044 (ISO 2006 a, b) e coerentemente con i requisiti specifici della categoria “prodotti da costruzione” (ICMQ, 2017). Lo studio LCC è stato eseguito considerando le indicazioni fornite dalla Commissione Europea per condurre un LCC ambientale (EC, 2017) e i requisiti dello standard ISO 15686-5 per il LCC di prodotti del settore edilizia (ISO, 2017).

Le metodologie LCA e LCC sono state utilizzate in modo integrato, partendo da soluzioni simili pubblicate in letteratura (in particolare, Bierer et al., 2013 e Hoogmastrens et al., 2014), arrivando quindi ad elaborare un framework originale sviluppato appositamente per questo studio. Lo schema dell'approccio combinato LCA-LCC utilizzato in questo lavoro è schematizzato in figura 2.

La fase preparatoria di Goal and Scope Definition dei due studi LCA e LCC è stata condotta in modo combinato, così da assicurare coerenza dei due studi e comparabilità dei risultati. Quindi, le fasi di Life Cycle Inventory e Life Cycle Impact Assessment sono state condotte in modo parallelo per LCA e LCC.

Lo studio LCA ha permesso di individuare le fasi del ciclo di vita del prodotto che maggiormente determinano impatti ambientali. Al contempo, lo studio LCC ha permesso di individuare le fasi che maggiormente contribuiscono al costo complessivo del prodotto. La fase di Interpretation è stata infine condotta in modo combinato, mediante analisi comparata dei risultati di LCA e LCC.

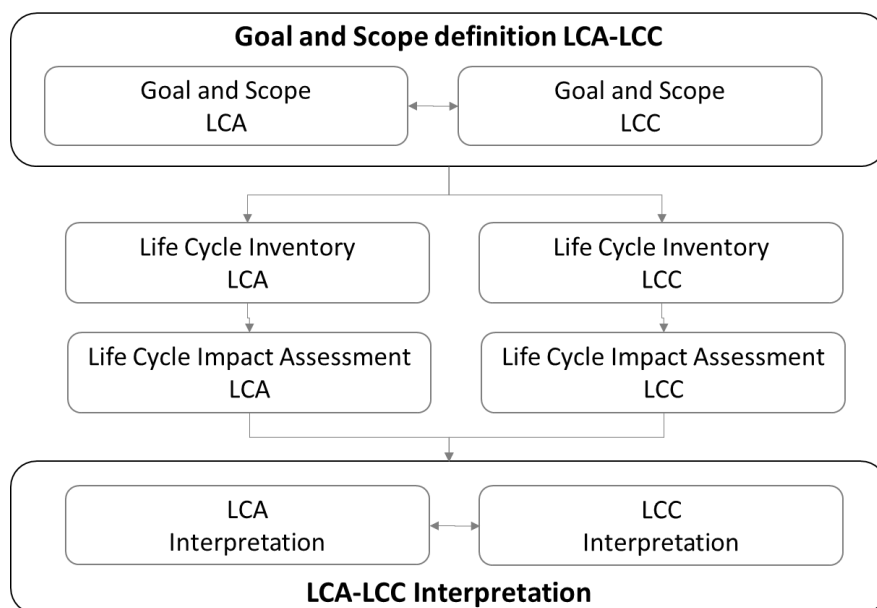


Figura 2: Framework per la conduzione dello studio combinato LCA-LCC

2.3. Obiettivo e campo di applicazione degli studi LCA e LCC

Il sistema di prodotto in esame è il sistema di produzione del conglomerato cementizio. L'unità funzionale scelta è 1 m³ di conglomerato cementizio. Obiettivo dello studio LCA-LCC è di determinare gli impatti ambientali e i costi economici associati alle fasi della vita del prodotto.

Per garantire una valutazione coerente degli aspetti ambientali ed economici legati al ciclo di vita del prodotto in esame, i confini del sistema e le fasi del ciclo di vita considerate nello studio LCA e nello studio LCC sono le stesse. Coerentemente con le indicazioni dello standard UNI EN 15804 (UNI EN, 2014), l'approccio adottato è "from cradle to gate".

La tabella 1 descrive le fasi considerate e le relative unità di input ed output analizzate per lo studio combinato LCA-LCC.

Tabella 1: Fasi del ciclo di vita del prodotto considerate nello studio combinato LCA-LCC

Fasi	Elementi/unità di input/output
A1: fornitura delle materie prime	A1 (Input): sono inclusi gli impatti associati all'utilizzo delle materie prime (principalmente cemento) A1 (Gasolio): sono inclusi gli effetti legati al consumo di gasolio per le macchine e i generatori A1 (Elettricità): sono inclusi gli impatti correlati al consumo di energia elettrica
A2: trasporto	A2 (Trasporto input): sono inclusi gli impatti associati ai trasporti di materiali e di rifiuti in ingresso A2 (Trasporti interni): sono inclusi gli effetti relativi ai trasporti interni per le attività di produzione e logistica
A3: produzione	A3 (Trattamento rifiuti prodotti): sono inclusi gli impatti associati al trattamento dei rifiuti prodotti durante la produzione A3 (Ausiliari): sono inclusi gli effetti dovuti ai materiali ausiliari A3 (Combustioni): sono inclusi gli impatti correlati alle combustioni provocate dall'utilizzo di gasolio nei generatori e nelle macchine operatrici

3. Risultati

3.1. Valutazione degli impatti ambientali mediante LCA

Lo studio di LCA è stato condotto utilizzando il software SimaPro (Goedkoop et al., 2016). La metodologia di valutazione degli impatti scelta è il CML Baseline (Aceiro et al., 2015). I dati relativi ai processi di trattamento, ai rifiuti prodotti, ai trasporti e alla produzione di cemento derivano da fonte primaria (azienda produttrice e fornitori), integrati con le informazioni della banca dati Ecoinvent 3.3 (Ecoinvent Centre, 2017).

La figura 3 riassume i risultati ottenuti dalla fase di caratterizzazione dello studio LCA: sono evidenziati, in valore percentuale, i contributi degli impatti dovuti a ciascuna fase del ciclo di vita del prodotto, distinti per categorie di impatto. Dai risultati del LCIA si nota che l'impatto ambientale più rilevante per tutte le categorie è dato dai trasporti dei materiali in input (A2), seguito dal consumo di materiali (A1), principalmente in riferimento al consumo di cemento; infine, il trattamento dei rifiuti prodotti (A3).

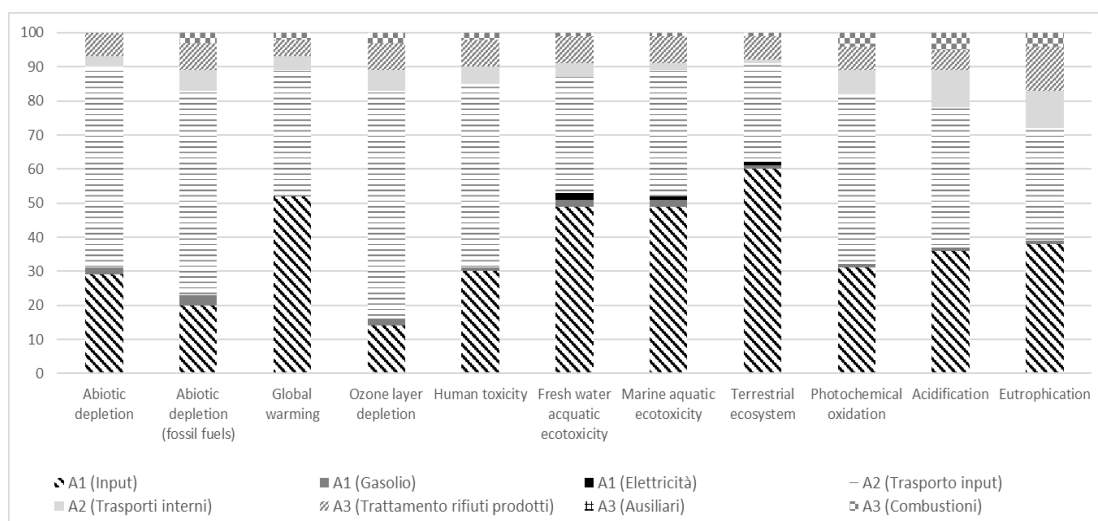


Figura 3: Impatti ambientali associati al ciclo di vita del conglomerato ottenuti dallo studio LCA

3.2. Valutazione degli impatti economici mediante LCC

Lo studio di LCC è stato condotto mediante l'ausilio del software Simapro, opportunamente adattato come suggerito da Ciroth and Franze (2009). Le categorie di costi interni ed esterni considerate nello studio LCC sono riportate in tabella 2, dove sono anche specificate le fonti di riferimento utilizzate nella fase di inventario (dati primari laddove possibile, oppure da letteratura).

Tabella 2: Categorie di costo considerate nel LCC

Tipo di costi	Voci di costo	Descrizione	Fonti dei dati
COSTI INTERNI	Materiali	Costi associati alle materie prime utilizzate: cemento, carburante e olio lubrificante per mezzi di trasporto e macchine operatrici	Dati primari (fornitori); Bricoman, 2018
	Energia elettrica	Costi associati all'energia utilizzata dai processi nella fase di produzione	EUROSTAT, 2018
	Manodopera	Costi per il personale, le macchine operatrici ed i trasporti	Dati primari (azienda)
	Smaltimento	Costi associati allo smaltimento in discarica di materiale inerte per la produzione di rifiuti intermedi e lo smaltimento in discarica per lo scenario di fine vita	Dati primari (azienda); Bazzocchi, 2007
COSTI ESTERNI	Costi ambientali	Costi relativi alle emissioni di CO _{2eq} , SO ₂ , NOX, PM2.5 generate durante le fasi del ciclo di vita	Theregodwa et al., 2016

La figura 4 riassume i risultati della fase di caratterizzazione dello studio LCC, dove sono specificati i costi interni ed esterni associati al ciclo di vita del sistema prodotto. Nei costi esterni sono stati considerati i costi ambientali associati alle emissioni in atmosfera generate durante le fasi del ciclo di vita.

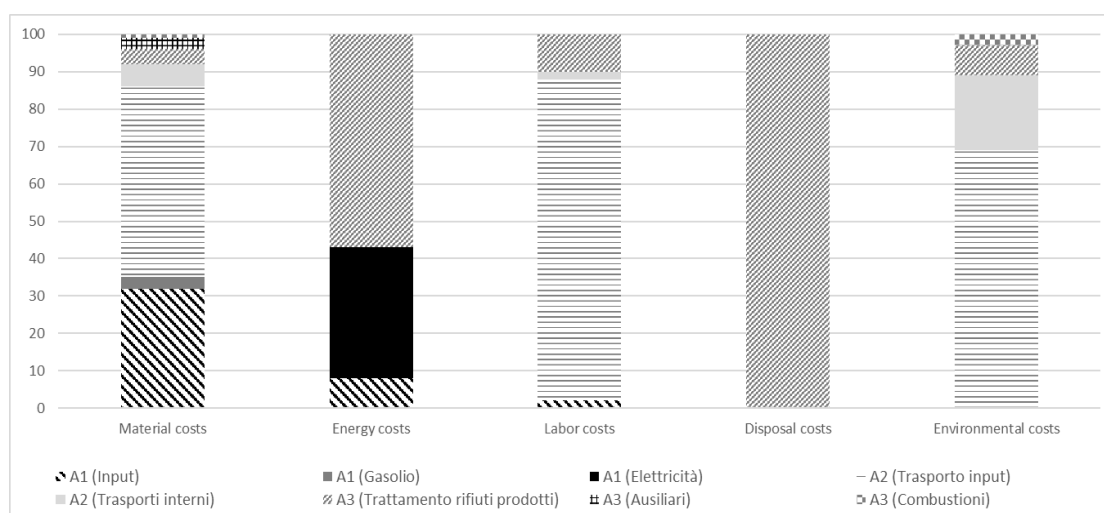


Figura 4: Costi associati al ciclo di vita del conglomerato ottenuti dallo studio LCC

4. Discussione dei risultati

Considerando i risultati di caratterizzazione dello studio LCA, il contributo principale agli impatti ambientali del ciclo di vita del prodotto è dovuto ai trasporti in input dei materiali, in particolare delle materie prime situate in località lontane dall'azienda, e ai materiali in ingresso, in particolare il cemento. Gli impatti ambientali generati durante le attività di selezione e trattamento dei rifiuti e nelle combustioni sono di entità minore, anche se non trascurabili. Il consumo di gasolio e di elettricità per le attività in input, come pure i trasporti interni e il consumo di ausiliari per le attività di produzione, determinano impatti ambientali pressochè trascurabili in tutte le categorie di impatto considerate.

Analizzando i risultati di caratterizzazione dello studio LCC, l'impatto maggiore in termini economici nel ciclo di vita del conglomerato cementizio è dato dai trasporti delle risorse in input, seguiti dai costi di smaltimento dei rifiuti prodotti.

Questi a loro volta sono seguiti, in ordine di impatto decrescente, dai costi di cemento, manodopera e ambientali. I costi di energia elettrica forniscono il contributo più basso in quanto il mix energetico prevede una parte di energia fornita dalla rete e una parte dai generatori di corrente alimentati a diesel, il cui costo è conteggiato nei materiali in input. I costi dei materiali sono dovuti principalmente al trasporto dei materiali in input da integrare nel processo di produzione per ottenere il conglomerato cementizio, ovvero il trasporto dei rifiuti che vengono riciclati e il trasporto delle materie prime (diesel, olio lubrificante, cemento). La seconda voce di costi relativa ai materiali è il costo delle materie prime vergini in input, ed in particolare del cemento.

Mettendo a confronto i risultati ottenuti dallo studio LCA e dallo studio LCC sul conglomerato cementizio, possiamo rilevare alcune analogie.

Sia nella valutazione ambientale (con LCA) che in quella economica (con LCC), risultano maggiormente rilevanti il trasporto dei materiali in ingresso e la materia prima utilizzata: si tratta di attività che comportano i maggiori impatti ambientali e che determinano i maggiori costi. Entrambe le valutazioni mostrano vantaggioso l'utilizzo di materiale di recupero derivante da rifiuto, in sostituzione della materia prima vergine. Inoltre, la vicinanza geografica dei siti da cui deriva il rifiuto in input comporterebbe un ulteriore vantaggio sia ambientale che economico nella produzione del conglomerato in ottica di ciclo di vita.

La categoria "manodopera" è presente soltanto nello studio LCC (non avendo alcuna rilevanza ambientale, essa non è presente nelle categorie di impatto LCA). I costi associati a questa voce sono principalmente dovuti alle attività di trasporto in input dei materiali e delle materie prime. Poiché nei risultati di LCA la fase di trasporto dei materiali in input, come detto, risulta essere tra le più impattanti, l'interpretazione dei risultati per la categoria manodopera porta comunque ad una coerenza tra LCA e LCC.

I risultati di LCA e LCC però fanno emergere anche delle discordanze.

Il consumo energetico in termini ambientali ha una rilevanza trascurabile, mentre in termini economici rappresenta una delle principali voci di costo, ed è associato alle attività di lavorazione dei materiali, siano essi materia prima vergine o materiale recuperato da rifiuto. Il trattamento dei rifiuti prodotti nel LCA ha una rilevanza ambientale contenuta, mentre nel LCC ha un costo non trascurabile, in particolare dovuto al trasporto interno di tali rifiuti. La rilevanza economica del trattamento dei rifiuti e del trasporto interno è confermata anche dalla categoria "costi ambientali" del LCC, in cui la monetizzazione degli impatti ambientali mostra come i costi dell'intero ciclo produttivo sono generati dalle suddette attività oltre che dai trasporti in input.

5. Conclusioni

L'analisi comparata degli impatti ambientali e dei costi economici associati al ciclo di vita del caso studio in esame ci ha dato l'opportunità di sviluppare e testare un metodo nuovo per la conduzione di studi LCA e LCC combinati.

Questo metodo permette di progettare in modo coerente e funzionale i due studi LCA e LCC, con un'impostazione equivalente in termini di sistema studiato, obiettivo e campo di applicazione. La conduzione in parallelo delle fasi di inventario e di valutazione degli impatti permette un'analisi indipendente e coerente. L'utilizzo dello stesso software, in questo caso il SimaPro, facilita la comparazione dei risultati ottenuti. Infine, l'interpretazione combinata dei risultati di LCA e LCC consente di comprendere le criticità ambientali ed economiche insite nel ciclo di vita del prodotto in esame e mette in luce analogie e differenze che si ottengono dalle due valutazioni.

Il caso studio scelto, proprio per la sua semplicità, ci ha permesso di testare in modo agevole questa metodologia di integrazione: la validità del procedimento andrà ora verificata in casi studio più articolati, con fasi del ciclo di vita più complesse e con maggiori elementi in input e output al sistema di prodotto.

6. Bibliografia

- Acero, A, Rodríguez C., Ciroth A., 2015. LCIA methods: Impact assessment methods in life-cycle assessment and their impact categories (Version 1.5.4). GreenDelta.
<https://www.openlca.org/wp-content/uploads/2015/11/LCIA-METHODS-v.1.5.4.pdf>.
- Bazzucchi L., 2007. La valutazione del prezzo dello smaltimento in discarica dei rifiuti speciali. APAT- Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi tecnici.
- Bricoman, 2018. Bricoman Catalogo prodotti. Bricoman S.p.A. www.bricoman.it.
- Bierer A., Gotze U., Sygulla M.R., 2013. Integrating life cycle costing and life cycle assessment using extended material flow cost accounting. J. Clean. Prod. 108 (B), 1289-1301.
- Ciroth, A., Franze, J., 2009. Life Cycle Costing in SimaPro, GreenDeltaTC, Berlin, Netherlands.
http://www.simapro.de/uploads/media/LCCinSimaPro_english.pdf.
- Commissione Europea, 2015. L'anello mancante – Piano d'azione dell'Unione europea per l'economia circolare. COM/2015/0614 final. Comunicazione della Commissione al Parlamento, al Consiglio, al Comitato Economico e Sociale europeo e al Comitato delle Regioni.
- Ecoinvent Centre, 2016. Ecoinvent 3.3. Ecoinvent. <http://www.ecoinvent.org/database/ecoinvent-33/ecoinvent-33.html>.
- European Commission, 2017. State of the Art Report: Life-cycle costing. SPP Regions, Regional Network for Sustainable Procurement.
http://www.sppregions.eu/fileadmin/user_upload/Life_Cycle_Costing_SoA_Report.pdf.
- EUROSTAT, 2018. Eurostat Statistics Explained. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Statistics_Explained
- Goedkoop M., Oele M., Vieira M., Leijting J., Ponsioen T., Meijer E., 2016. SimaPro Tutorial. PRé Consultant.
- ICMQ, 2017. PCR per i prodotti da costruzione: ICMQ-001/15 rev 2. EPD Italy.
https://www.epditaly.it/pcr/_test-pcr-1/.
- ISO, 2006 a. ISO 14040:2006 Environmental management- life cycle assessment- requirements and guidelines. International Organization for Standardization.
- ISO, 2006 b. ISO 14044:2006 Environmental management- life cycle assessment- requirements and guidelines. International Organization for Standardization.
- ISO, 2017. ISO 15686-5:2017: Buildings and constructed assets - Service life planning - Part 5: Life-cycle costing. International Organization for Standardization.
- Hoogmartens R., Van Passel S., Van Acker K., Dubois M., 2014. Bridging the gap between LCA, LCC and CBA as sustainability assessment tools. Env. Impact Assess. Rev. 48, 27-33.
- Sonnemann G., Gemechu E.D., Sala S., Shacu E., Allacker K., Pant R., Adibi N., Valdivia S., 2017. Life cycle thinking and the use of LCA in policies around the world. Springer. ISBN 978-3-319-56474-6.
- Theregowda R., Vidic R., Landis A.E., Dzombek D.A., Matthews H.S., 2016. Integrating external costs with life cycle costs of emissions from tertiary treatment of municipal wastewater for reuse in cooling systems. J. Clean. Prod. 112 (5), 4733-4740.
- UNI EN, 2014. UNI EN 15804:2014: Sostenibilità delle costruzioni - Dichiarazioni ambientali di prodotto - Regole quadro di sviluppo per categoria di prodotto. Ente Italiano di Normazione.

End-of-life management of photovoltaic modules from a circular economy perspective

Elisa Veronese¹, Lucia Rigamonti²

¹Eurac Research, viale Druso 1, 39100 Bolzano (IT)

²Politecnico di Milano, DICA Department, Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano (IT)

¹Email: elisa.veronese@eurac.edu

Abstract

This paper reviews the Life Cycle Assessment (LCA) methodology applied to the end-of-life (EoL) of photovoltaic (PV) modules, electronic devices able to convert the solar energy into electricity by means of semiconductors materials, which can be made of crystalline-silicon (c-Si), cadmium telluride (CdTe), copper indium gallium selenide (CIGS) and gallium arsenide (GaAs). Even though the semiconductor represents the lesser mass portion, some of its chemical components, e.g. CdTe and GaAs, are dangerous for human health and environment, whereas others, e.g. CIGS, are compounds made of rare and precious metals that need to be recycled preserving their availability for other production purposes. The main objective of this paper is to give an overview of the recent LCAs on EoL processes to dispose of PV modules, highlighting the main environmental and economic issues.

1. Introduction

The aim of this work is to analyze the recent results of the Life Cycle Assessment (LCA) method applied to the end-of-life (EoL) of photovoltaic (PV) modules from a circular economy perspective.

PV modules are electronic devices able to convert the solar energy into electricity by means of semiconductors materials, which classify the PV technology. The most diffused PV technology is based on crystalline-silicon (c-Si) semiconductor but other composites can be used, e.g. cadmium telluride (CdTe), copper indium gallium selenide (CIGS) and gallium arsenide (GaAs). According to IRENA and IEA-PVPS (2016) the average composition of current and future PV modules can be summarized as in Fig. 1.

Even though the semiconductor material represents the lesser mass fraction, some of its chemical components, e.g. CdTe and GaAs, are dangerous for human health and environment, thus they require a proper handling mostly during the production and disposal phases. Others, e.g. CIGS, are compounds made of resource-constrained metals that shall be recycled to preserve their availability for other production purposes. Therefore, the proper EoL management of PV modules is of primary importance to avoid resources depletion, economic losses and decrease of the life's quality for future generations.

The European Union was the first region worldwide to adopt waste management policies with the clear aim of reducing the environmental impacts of decommissioning and develop more sustainable EoL management strategies. For example, the Waste Electrical & Electronic Equipment (WEEE) Directive established in 2003 and then modified in 2012, promotes collection schemes and recovery and recycling targets for decommissioned electric and electronic devices (including PV modules) according to the "extended producer responsibility" approach, i.e. manufacturers and producers are responsible for the life cycle impacts of their products (Sica et al., 2018).

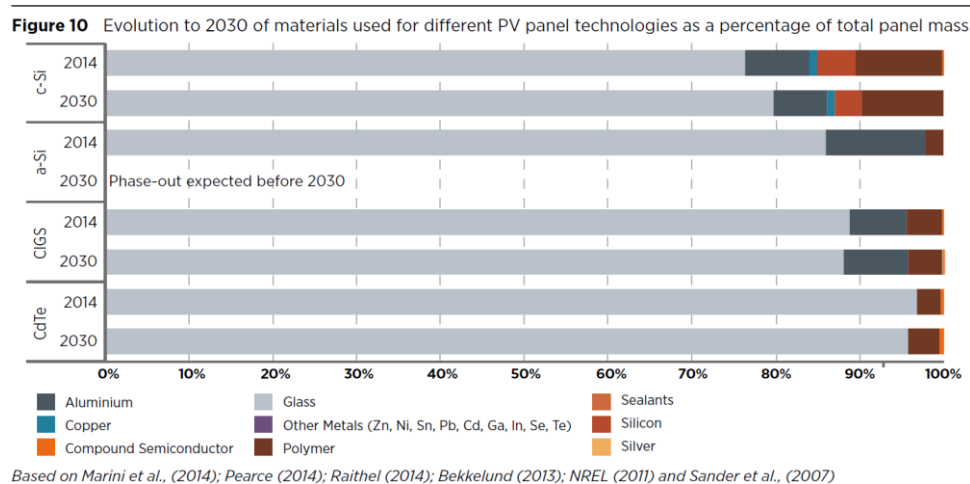


Figure 1: Evolution to 2030 of materials used for different PV module technologies as a percentage of total module mass (IRENA and IEA-PVPS, 2016)

Some studies estimated the PV modules waste volumes that are going to be disposed of in the next years. An article published in Greenmatch (2019), which reviews some scientific sources, reports that the PV modules waste projections for Italy are around 5'000 tons in 2020 and this number could increase significantly to around 2'100'000 tons in 2050. The worldwide future PV waste projections are provided by IRENA and IEA-PVPS (2016) setting up two possible scenarios: a regular-loss scenario in which the PV module degradation proceeds regularly during the 30-years lifespan and an early-loss scenario in which early failures and faster modules degradation occur. Decommissioned PV modules volume results to be around 60 million tons and 78 million tons by 2050 for the regular-loss and early-loss scenarios respectively. In the same study, it is calculated that around 60 million of new PV modules could be made from recycled materials in 2030, generating \$450 millions of economic value thanks to the recycling chain.

If these numbers are ignored and the recycling processes are not rapidly developed, there is a serious risk of shortage of strategic natural resources and big economic losses. In fact, according to Van Exter et al. (2018) forecast, the primary resources alone could not be enough to satisfy the increasing demand of electronic devices for renewable energies applications. Neglecting the demand of critical metals for other production purposes, they estimated that the metals global demand (silver, indium, neodymium, etc.) could exceed from one to four times the current global production rate already in 2030 and it will become more critical by 2050.

This paper gives an overview of the LCA results on current EoL processes available to dispose of PV modules, highlighting the main environmental and economic criticalities. The work can be used as starting point for understanding in which direction the policies should go to foster a strong recycling chain and to support the industry in the development of new production processes focused on product's recyclability.

2. PV modules recycling

In the case of PV modules, recycling processes are still under development with the aim of recovering high-quality materials to ease their reuse in the production processes. However, the current small PV waste volumes make the recycling process uneconomic. Since c-Si and CdTe are the first and second PV technology with the largest market share, their main recycling processes are briefly described in this section. Many other recycling processes are under development and can be found in Komoto and Lee (2018).

The c-Si PV modules are mainly treated in batches in recycling plants designed for laminated glass (Wambach, 2017) because it is a relatively low-cost process that allows to

easily reach the legislative recycling targets. In these processes, around the 85% of the PV module mass can be recovered through a purely mechanical separation. However, to fully extract the most valuable materials (that are small in terms of mass) further thermal, chemical and metallurgical treatments are necessary (IRENA and IEA-PVPS, 2016).

The CdTe PV modules are mainly recycled by First Solar and with a recovery rate of 90% for glass and 95% for semiconductor material (First Solar, 2019). The process is described in detail in many literature resources (e.g. Komoto and Lee, 2018; Stolz et al., 2018; IRENA and IEA-PVPS, 2016), and is a combination of mechanical and chemical treatments that allow to separate the different materials (glass, polymer and semiconductor). The semiconductor is then additionally purified by a third party to be reused in the solar industry. The research on PV modules recycling is focused on from one side to increase the recovery rate of high-quality materials reusable in the production processes and on the other side to reduce the environmental impacts connected with the thermal and chemical treatments by reducing the energy demand and substituting chemicals with less hazardous compounds. One of the most promising recycling treatments is the FRELP process (from the project's named "Full Recovery End of Life Photovoltaic"), developed by the Italian company "SASIL S.p.A." which combines mechanical, thermal and chemical steps for c-Si PV waste modules (Latanussa et al., 2016; Lunardi et al., 2018; Wambach, 2017). Other interesting research projects funded by the European Union are the RESOLVED (Recovery of Solar Valuable Materials, Enrichment and Decontamination) and SENSE (Sustainability Evaluation of Solar Energy Systems) reported in Sica et al. (2018).

3. LCA literature review on the EoL of PV modules

The LCA analyses on the PV technology are mainly focused on the PV modules life cycle using a cradle-to-gate approach neglecting all other PV plants components and the EoL phase because of a lack of information. However, research on EoL strategies is spreading in recent years because of the urgency to find sustainable processes to decelerate resource depletion and reduce the environmental impacts. One of the main references for LCA on PV technology is the International Energy Agency Photovoltaic Power Systems Program (IEA-PVPS), which activities of Task 12 regard PV environmental, health and safety issues. Nevertheless, other studies are available and here a brief review is done on the most recent.

3.1. Functional unit, system boundaries and Life Cycle Inventory (LCI)

In the LCAs of PV modules recycling, the functional unit is usually defined in mass terms as 1 kg of PV waste modules (e.g. Stolz et al., 2018; Lunardi et al., 2018), or as 1 t of PV waste modules (e.g. Latunussa et al., 2016; Wambach, 2017). Instead, in Stolz et al. (2017) where the water footprint of PV electricity generation is examined, the functional unit was defined as 1 kWh of alternating current electricity generated by residential scale 3kWp mono-Si and CdTe PV systems mounted on a slanted rooftop.

Moreover, a gate-to-gate approach is usually applied, restricting the analysis on the recycling process, thus defining the system boundaries as the recycling treatment phases. The transportation of decommissioned PV modules to the recycling facility is also included in some studies, e.g. Latunussa et al. (2016) assumed 400 km the average distance between the PV waste collection center and the recycling plant whereas Stolz et al. (2018) supposed 500 km the average distance from the installation site and the collecting point and then other 400 km to the recycling plant. Lunardi et al. (2018) calculated 80 km as the optimal distance to the recycling facility to minimize the environmental burdens.

The LCI is compiled considering both the allocation (Stolz et al., 2018) and the system expansion (Latanussa et al., 2016) methods and the input data required are collected directly by interviewing the recycling facility managers (Stolz et al., 2018; Wambach, 2017)

or by querying the ecoinvent database (Stolz et al., 2018; Stolz et al., 2017; de Wild-Scholten et al., 2014; Lunardi et al., 2018; Latunussa et al., 2016).

3.2. Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

Many free and commercial software are available to perform the LCIA: the SimaPro software is the most used (e.g. by de Wild-Scholten et al., 2014; Stolz et al., 2017; Latunussa et al., 2016; Stolz et al., 2018), but GaBi is also utilized, e.g. by Lunardi et al. (2018).

The environmental impact categories can be selected according to the goal of the analysis. Lunardi et al. (2018) chose the ReCiPe (2016) endpoint indicators (resources, human health and ecosystems); Stolz et al. (2018) took the impact categories as the most relevant for PV electricity production from the PEFCE (Product Environmental Footprint Category Rules), i.e. climate change, mineral, fossil and renewable sources depletion, human ecotoxicity (both cancer and non-cancer effects), freshwater ecotoxicity and particulate matter; Latunussa et al. (2016) selected the impact categories as suggested by the ILCD Handbook. The LCIA results vary a lot among the different literature sources. Latunussa et al. (2016), which analyzed deeply the FRELP process, found out that the most impacting activities are the incineration of plastic materials (for the freshwater ecotoxicity and the human ecotoxicity with cancer effects), the transport of PV waste to the recycling plant (for the abiotic depletion) and the metal recovery treatment (for the terrestrial eutrophication). The overall climate change of the process amounts to 370 kg CO_{2,eq}. The LCIA results of the analysis made by Stolz et al. (2018) show the importance of recycling to reduce resources depletion and this is also clearly demonstrated by the Fig. 2 taken from Lunardi et al. (2018), in which the effects on resources of landfilling, incineration, reuse and recycling of decommissioned c-Si PV modules are compared.

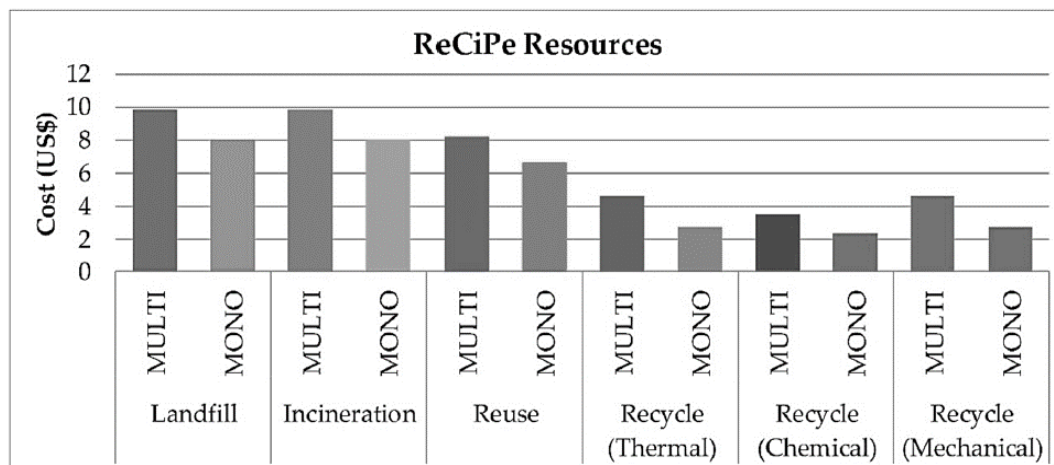


Figure 2: ReCiPe results for effects on Resources in US Dollars (US\$) for multi- and monocrystalline silicon modules (Lunardi et al., 2018)

The main impacts of landfilling derive from the percolation of toxic substances and contaminants in water and soil. The incineration releases toxic substances in the atmosphere, such as lead, and it avoids the recovery of secondary raw materials, which remain stuck in the inert waste and are then sent to landfilling. Recycling results to be the environmentally lowest impacting EoL management strategy. Even though reuse has higher impacts compared to recycling, it allows the creation of a secondary market and an extension of the PV modules' operating life making additional time available to develop more efficient and economically profitable recycling processes. However, it is important to remark that the reuse does not solve but only postpones the environmental issues.

The authors also evaluated separately the impacts of transportation, observing that it increases the impacts for all disposal options and for all the examined impact categories, proportionally to the distance between the PV installation site and the treatment facility.

3.3. Other environmental and economic analyses

The potential environmental impacts of a product or service can be examined from different perspectives. The LCA approach is largely used as regulated by the ISO standards 14040:2006 and 14044:2018 but there are also other methods that are gaining prominence, e.g. carbon and water footprints. In de Wild-Scholten et al. (2014), the carbon footprint of PV generation has been analyzed at different geographical levels using the PV cumulative installation as weighting factor: the world average PV generation carbon footprint is around 55 gCO_{2,eq}/kWh while the European and Italian PV generation carbon footprints range from 38 to 89 gCO_{2,eq}/kWh and from 42 to 57 gCO_{2,eq}/kWh respectively, depending on the regional irradiation variation. This values are similar to those reported by Sica et al. (2018), which determined that the GHG emissions for c-Si and CdTe PV modules are on average around 23 – 45 gCO_{2,eq}/kWh and 14 – 35 gCO_{2,eq}/kWh respectively. The authors also showed that the Energy Payback Time (EPBT) ranges around 1.5 - 2.7 years and 0.75 - 2.1 years for c-Si and CdTe PV modules respectively. These differences between the two PV technologies are justified by the high-energy intensive process of c-Si cells production.

The water footprint of rooftop PV electricity generated with c-Si and CdTe PV modules is assessed by Stolz et al. (2017) following an attributional approach and including all life cycle stages and country-level differences of water availability. The AWARE (Available Water REmaining) method is applied, as recommended by the UNEP / SETAC Life Cycle Initiative, providing country- and region-specific water scarcity factors for unspecific, agricultural and non-agricultural water use. The water stress impact caused by water consumption of electricity generated by European rooftop mono-Si and CdTe PV systems is equivalent to 32 and 2.3 L_{H₂O,eq}/kWh, respectively. The electricity demand of PV modules' production processes is the main driver of the total water stress impact, with a share of approximately 82% and 78% for c-Si and CdTe respectively. In fact, the electricity needed by these processes is currently still produced by conventional power plants, which have significantly higher water footprints.

Some other interesting environmental impacts that are usually ignored in the literature sources examined until now are those related to land occupation and to storage systems connected to PV plants, that are spreading faster in recent years to improve the ability of meeting the demand of PV plants. Some considerations on this regard can be found in Sica et al. (2018) wherein the land occupation of ground-mounted PV systems and the environmental potential impacts by adding storage systems are reported. The estimated land occupation is on average 10 m² for each kWp installed for ground-mounted PV plants, depending on the technology and the yield. The storage systems instead increase the burdens on environment and human health because of the resource-constrained and hazardous materials contained.

The economic implications of EoL strategies are not always taken into account by the authors even though they play an important role (together with the environmental burdens) in the environmental policies' development. Among the literature sources examined, only Stolz et al. (2018) provided some cost estimations of PV waste treatment. According to the authors, the costs associated to the recycling of decommissioned c-Si PV modules is around 0.275 €/kg whereas for the CdTe PV modules the cost is around 0.298 €/kg (value referred to the year 2013). Instead, Sica et al. (2018) estimated the costs associated to the improper disposal of PV waste, i.e. to the lack of recycling strategies. For example, the costs associated to the leakage of cadmium and lead for the improperly disposed PV waste could be around 1174 €/kg and 46 €/kg for c-Si and CdTe PV modules respectively.

Considering the PV waste projections to 2050, they determined that approximately 1741 t of lead could leach from improperly disposed of c-Si modules, equivalent to a cost of € 2 billion. Whereas the estimated 877 t of cadmium leaching from improperly CdTe PV modules disposal could generate a cost of € 14 million. If these costs are compared with the added economic value deriving from the recycling chain, i.e. € 540 million (Sica et al., 2018) or € 450 million (IRENA and IEA-PVPS, 2016) already in 2030, it is clear that recycling is not only necessary to avoid resource depletion and environmental damages, but it is also beneficial for the economy as a whole.

4. Conclusions

The results shown in this literature review confirm that recycling is the winning strategy to reduce the environmental impacts and avoid resources depletion. Even though it is demonstrated that recycling of PV waste modules is technically feasible, it is not economically viable because of the current small PV waste volumes to be treated. Moreover, recovering glass and aluminum ensures to be in compliance with the legislative requirements nowadays, so the recovery of the other materials is not enough promoted. For these reasons, further research should be done to improve the recovery rate of the other PV modules components and the reference policies should be modified to boost the recovery of resource-constraint materials.

The transportation of decommissioned PV modules to the treatment facility results one of the most impacting phases for climate change and abiotic resource depletion. Remembering the 80 km estimated by Lunardi et al. (2018) as the optimal distance to the recycling facility to minimize the environmental burdens, it is advisable to adopt a distributed approach for the localization of treatment facilities. The other impacting step is the chemical treatment needed to recover the metals, which affects mostly freshwater and human health ecotoxicity because of the hazardous substances involved in the process. Hence, research should find substitutes with lower potential environmental impacts.

Despite the input data quality is usually judged good, some uncertainties remain:

- No primary data are available for the transportation phase that has significant environmental impacts.
- The economic assessment of possible revenues generated from the recovered materials is subject to the prices' volatility.
- The potential environmental impacts assessed with the LCA analysis are very site-related and dependent on the assumptions made.

The EoL LCA examined with this literature review are mainly focused on PV modules ignoring all the other PV plant's components, i.e. the so-called BOS components. Chatzisideris et al. (2016), which reviewed 33 LCA studies on thin-film PV technology, observed that including BOS components in the LCA analysis could affect the overall impacts from 3% to 95%. For example, their impact on climate change category can increase from 31% to 45%.

However, the main message is that, whichever assumptions are made, recycling has an important role to achieve the circular economy perspective, to reduce the environmental burdens and to create additional economic value in respect of the sustainability perspective.

5. References

Chatzisideris, M. D., Espinosa, N., Laurent, A., Krebs, F. C., 2016. Ecodesign perspectives of thin-film photovoltaic technologies: A review of life cycle assessment studies. *Solar Energy Materials & Solar Cells* 2016, 156, 2-10.

De Wild-Scholten, M., Cassagne, V., Huld, T., 2014. Solar resources and carbon footprint of photovoltaic power in different regions in Europe, in: 29th European Photovoltaic Solar Energy Conference Exhibition, Amsterdam, Netherlands, 22-26 Sept.

FIRST SOLAR, 2019. <<http://www.firstsolar.com/en-EMEA/>>.

GREENMATCH, 2019. The opportunities of Solar Panel Recycling, viewed 24 January 2019, <<https://www.greenmatch.co.uk/blog/2017/10/the-opportunities-of-solar-panel-recycling/>>.

IRENA and IEA-PVPS (2016), "End-of-Life Management: Solar Photovoltaic Panels," International Renewable Energy Agency and International Energy Agency Photovoltaic Power Systems.

Komoto, K, Lee, J.S., 2018. End-of-Life Management of Photovoltaic Panels: Trends in PV Module Recycling Technologies, IEA PVPS Task 12, Subtask 1 "Recycling", Report IEA-PVPS T12-10:2018.

Latunussa, C. E.L., Ardente, F, Blengini, G.A., Mancini, L, 2016. Life Cycle Assessment of an innovative recycling process for crystalline silicon photovoltaic panels. *Solar Energy Materials & Solar Cells* 2016, 156, 101-111.

Lunardi, M.M., Alvarez-Gaitan, J.P., Bilbao, J.I., Corkish, R, 2018. Comparative Life Cycle Assessment of End-of-Life Silicon Solar Photovoltaic Modules. *Appl. Sci.* 2018, 8, 1396.

Sica, D, Malandrino, O, Supino, S, Testa, M, Lucchetti, M. C., 2018. Management of end-of-life photovoltaic panels as a step towards a circular economy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 2018, 82, 2934-2945.

Stolz, P, Frischknecht, R, Heath, G, Komoto, K, Macknick, J, Sinha, P, Wade, A, 2017. Water Footprint of european Rooftop Photovoltaic Electricity based on Regionalised Life Cycle Inventories, IEA PVPS Task 12, International energy Agency Power Systems Programme, Report IEA-PVPS T12-11:2017.

Stolz, P, Frischknecht, R, Wambach, K, Sinha, P, Heath, G, 2017. Life Cycle Assessment of Current Photovoltaic Module Recycling, IEA PVPS Task 12, International energy Agency Power Systems Programme, Report IEA-PVPS T12-13:2018.

Van Exter, P, Bosch, S, Schipper, B, Sprecher, B, Kleijn, R, 2018. Metal demand for renewable electricity generation in the Netherlands. Commissioned by Springtij and the Ministry of Infrastructure and Water Management.

Wambach, K, 2017. Life Cycle Inventory of Current Photovoltaic Module Recycling Processes in Europe, International Energy Agency (IEA) PVPS Task 12, Report T12-12:2017.

Towards the accounting of resource dissipation in LCA

Fulvio Ardente¹, Antoine Beylot¹, Luca Zampori¹

¹European Commission – Joint Research Centre

Email: Fulvio.ardente@ec.europa.eu

Abstract

Although the use of resources has been listed by ISO standards among examples of significant issues related to the impact categories to be addressed in LCA since the mid 1990ies, there is no consensus in the scientific community on the best way to account for it. This article intends first to trace back in the literature on the concept of natural resources, as strictly linked to the function(s) that they deliver. Impacts due to the use of resources should also take into account loss of functions or resources along the life cycle. The article identifies some approaches adopted in the literature to assess resources losses. None of these approaches provide still a systematic framework for the accounting of resource ‘loss’ or ‘dissipation’ into the life cycle inventory and impact assessment phases. The article concludes on the identification of future research needs, with providing some insights on simplified approaches to be used in current LCA studies.

1. Introduction

Sustainable growth requires minimizing the use of natural resources, waste and pollutants generated, throughout the entire production and consumption process (UN, 2018). ISO 14044 (2006) listed “resource use” among the examples of significant issues related to impact categories to be addressed in LCA. ISO 14040 (2006) mentions that “the LCIA phase [...] provides a system-wide perspective of environmental and resource issues for one or more product system(s)”. There are different perspectives and approaches on how to tackle such “resource issues”, which are fuelling further research in the scientific community.

ISO/TR 14047 (2003) lists the ‘depletion of mineral resources’ as a possible impact category for the use of resources. A commonly used method to assess resource use in LCA is the Abiotic Depletion Potential (ADP) (Van Oers et al., 2002) and it is also recommended among the 16 Environmental Footprint (EF) impact categories (EC, 2013; Zampori and Pant, 2019). The scientific community has drawn attention towards a better assessment of resource use in LCA and there is a growing position across different stakeholders that dissipation is the concept to be applied in LCA instead of depletion (Sonderegger et al., 2018). However, currently a shared method to account for such impact is lacking.

An incentive towards filling such gap has been provided by the European policies. We need to foster the transition to an economy “where the value of products, materials and resources is maintained in the economy for as long as possible, and the generation of waste minimised” (EC, 2015). This does not imply an economy that maximises the recycling of all elements at any cost, but that pushes for the optimisation of the efficient use of resources based on the entire product life cycle (EC, 2011). Attention should be shifted from the extraction of natural resources to the way they are used and how it can impact our society. A resource can be considered ‘lost’ or ‘dissipated’ when it is not anymore suitable for the use of current and future generations.

The present article intends to provide first insights on how the accounting of resource dissipation can be envisaged in LCA. Although several references are investigated, it is not an exhaustive literature review. Moreover, the analysis was not strictly limited to LCA studies, but it considered concepts used in other methods, such as material flow analysis (MFA), material system analysis (MSA), and Input-Output Analysis. Firstly, the article investigates the literature for definitions used for natural resources and different approaches adopted to identify dissipated resources. Successively, suggestions and further research needs on how dissipated resources could be accounted in LCA are discussed.

2. What is a natural resource?

The United Nations (UN, 1983) included in their milestone report on “Our Common Future” the strategic imperative of conserving and enhancing the resource base. The report did not include a definition of resources but it pointed out that “*the time has come to take the decisions needed to secure the resources*” for our future. Natural resources have in the UN report a broader sense, involving materials, assets and functions provided by the natural environment.

Although referring several times to ‘resources’, ISO 14040 (2006) does not provide a clear definition for them. Resources are, to some extent, related (but not limited) to raw materials, and for example mentioned by the ISO 14044 (2006) as “*material resources*” or “*mineral resources (e.g. metals from ores or recycling)*”. “*Raw material*” is then defined (both by ISO 14040 and ISO 14044) as “*primary or secondary material that is used to produce a product*”. However, this definition is self-referencing, since “types” of materials (primary or secondary) are used to define a raw material.

The challenge to define natural resources is still being tackled by the scientific community. For example, Sonderegger et al. (2018) mentioned that within the Area of Protection (AoP) “natural resources”, the safeguard subject for “mineral resources” is the “potential to make use of the value a chemical element (e.g. copper) or a mineral (e.g. gypsum) or an aggregate (e.g. sand), as embedded in a natural or anthropogenic stock, for humans in the technosphere.” Hence, the damage to this AoP, which LCA aims at assessing, “is quantified as the reduction or loss of this potential caused by human activity”. An exhaustive review of the scientific literature for definitions of ‘natural resource’ is probably not possible, due to the huge number of studies which refer to them in different contexts and fields (e.g. environmental, economic and social sciences and laws). A list of some significant definitions is presented in Table 1.

Table 1: Definitions for ‘natural resources’ (non-exhaustive list from the literature)

Definition and reference
A thing can be a use-value without being a value. This is the case whenever its utility to man is not mediated through labour. Air, virgin soil, natural meadows, unplanted forests, etc. fall into this category. (Marx, 1867)
Natural resources can be defined as materials occurring in nature used and transformed by ecosystems and humans, as studied by ecology. (Odum, 1971)
Natural resources are natural assets (raw materials) occurring in nature that can be used for economic production or consumption. (UN, 1997)
A resource is an essential input to the economic process. Resources may be material or immaterial (e.g. information) and material resources may be of natural origin or man-made. Services provided by nature (e.g. ‘assimilative capacity’) are also sometimes called resources. (Ayres, 2000)
Natural resources are objects of nature which are extracted by man from nature and taken as useful input to man-controlled processes, mostly economic processes. (Udo de Haes et al., 2002)
Natural resources include both the raw materials necessary for most human activities and the different environmental media, such as air, water and soil, which sustain life on our planet. (EC, 2003)
Resources are the backbone of every economy and provide two basic functions – raw materials for production of goods and services, and environmental services. (Mensah & Carmago Castro, 2004)
Natural resources pertain to materials that are extracted, harvested, or otherwise obtained from the environment for beneficial use by humans. (Bare and Gloria, 2006)
Natural resources can be defined as natural assets or endowments from which we derive value (utility). A broad definition would include environmental assets such as wilderness which, while they can be destroyed by human activity, do not have to be consumed in order to have value. (Hatcher, 2008)
Natural resources are stocks of materials that exist in the natural environment that are both scarce and economically useful in production or consumption, either in their raw state or after a minimal amount of processing. (WTO, 2010)
Natural resources provide essential inputs to production [...]. Natural resources are also part of the ecosystems that support the provision of services such as climate regulation, flood control, natural habitats, amenities and cultural services that are necessary to develop man-made, human and social capital. (OECD, 2015)
Natural resources are the state’s environmental and ecological assets; the land, water, plants and animals that sustain us and enhance our quality of life. (State of the Rhode Island, 2015)

Natural resources are defined broadly as the means for human actions and basis of human livelihoods provided by nature [...]. They are extended by all ecosystem functions of earth and solar system usable by humans or funding human well-being [...] and the extracted raw materials sub-categorised in biotic and abiotic materials. Their value for humanity as living resource-pools embedded in ecosystems or as single resource units is given by provisioning, supporting, cultural and regulating ecosystem - or resource-services. (Holzgrevé, 2015)
Natural resources are any raw materials (matter or energy) which are not created by humans but are available to sustain human activities. (Banai, 2016)
Natural resources are material and non-material assets occurring in nature that are at some point in time deemed useful for humans. (Sonderegger et al., 2017)
Resources — including land, water, air and materials — are seen as parts of the natural world that can be used in economic activities to produce goods and services. (IRP, 2017)

Although very heterogeneous and with different scopes, definitions we identified seem to converge to some aspects: things (or assets) are considered as ‘resources’ when they have an intrinsic ‘value’ or ‘utility’ (i.e. by providing a certain function) for a certain subject (mainly for humans, in the common anthropogenic perspective, but more widely also for ecosystems). These considerations are in line with the above-mentioned definition of AoP (from Sonderegger et al., 2018). The value or function of resources is not necessarily ‘economic’ but it can range from the satisfaction of specific needs (e.g. the properties of a material for a production process), up to the contribution to the overall human well-being (e.g. through the ‘cultural value’ of resources). Linking the concept of resources to their ‘function’ or ‘utility’ for the target subject should also be taken into account when estimating resource losses. It is worth noting that, although mass and energy are conserved, natural resources can be considered as lost (i.e. when their physical/chemical properties are modified in such a way that the function they provide is irreversibly compromised).

3. Different approaches to account for dissipated resources

The literature analysis showed that many authors refer to resource losses, although referring to different terminology (e.g. material losses, resource dissipation/dilution, dissipative flows/losses) often interchangeably used. In some studies, mainly MFA/MSA, authors estimate such losses, mentioning different criteria, as: concentrations, mineralogy, particle size, statistical entropy, quality of the recycled material, and techno-economic barriers for the recycling. However, the accounting of resource dissipated is generally different by applications, and more based on expert judgements than on the systematic application of transparent criteria. Even dissipation is most often not explicitly defined by authors. Based on the analysis of the literature we could identify different approaches used by authors to identify, classify or estimate resource dissipation.

In a first approach, examples of resources lost/dissipated are introduced, based on the description of specific applications. These examples are generally considered as self-explanatory and related to what authors somehow consider as a common understanding among experts in their field. For example, some authors considered as ‘dissipative’ the use of minerals in fertilizers (Kovanda et al., 2017), or the use of certain metals in alloys (Licht et al., 2015). Other examples of dissipative uses include: zinc in galvanised steel (Tabayashi, 2009); germanium used as catalyst for the manufacturing of polymers (Zimmermann, 2017); silver nanoparticles in textiles (Arvidsson et al., 2011); substances leaching from waste storages to soil or groundwater (Müller et al., 2014).

In the studies by Bio by Deloitte (2015) and Ciacci et al. (2015), authors tried to go beyond the simple exemplary approach, by analysing a relatively large number of materials and their potential uses. Even in these cases, dissipative flows were mainly identified by ‘expert judgements’ more than by the systematic application of pre-defined criteria.

Some authors discussed some generalized approaches to classify dissipated resources, based on some simplified assumptions or considerations. For example, it was assumed that are dissipative: the flows to the environment (Spatari et al., 2005), the flows to tailings and slags (Liang and Mao, 2014) or the flows to landfills (Zimmermann and Gößling-Reisemann, 2013). In particular, Zimmermann and Gößling-Reisemann (2013) related resource losses to the level of concentration of the resource in the receiving medium, however without setting explicit concentration thresholds. Schneider et al. (2015) estimated dissipated resources *by default* (measured as a percentage of the overall resource flows).

A number of publications introduced a more conceptual approach to account for dissipated resources. For example, Stewart and Weidema (2005) discussed the relevant role of quality of resources (in input and output) and introduced the concept of “ultimate quality limit” (i.e. the limit beyond which resources are irreversibly unavailable). Yet, we are not aware if their approach has been applied to any published case study. Paraskevas et al. (2015) also mentioned material losses due to dilution effect, accounted as the amount of high purity metal required to lower the contaminants concentration to the desired limits (e.g. in alloys). Paraskevas et al. (2015) also considered the use of certain resource in products as dissipative because of the specific treatments they will undergo when wasted.

In the studies by Rechberger and Graedel (2002) and Laner et al. (2017), authors applied the statistical entropy analysis to evaluate material flow systems with respect to the way they concentrate or dilute a substance throughout its life cycle. For instance, resource use is associated with substance dissipation if the statistical entropy is reduced along the transformation of the material along the life cycle (Laner et al., 2017). However, also in these studies authors were not explicit on the thresholds for which a resource should be considered as dissipated.

Overall, none of these approaches in the literature proved to be sufficiently comprehensive and systematic to be replicated in LCA. Further analysis is necessary regarding the criteria to be used to define dissipated resources, and regarding the thresholds beyond (or below) which dissipation occurs.

‘Concentration’ and ‘dilution’ of resources (compared to their original sourcing) were two of the parameters most commonly mentioned in studies dealing with conceptual aspects and, therefore, among the most promising parameters to set criteria for dissipation. For example, argon and helium are noble gases present in air and both generally dispersed in air after their use (e.g. during welding). Emission of argon in air can be considered ‘non-dissipative’, since argon flows back to the ambient (therefore at a similar concentration), from which it can be extracted again with a similar process to the one that initially produced it. On the other hand, helium used in commercial applications is mainly extracted from helium-bearing natural gas, while extraction of helium from air (at lower concentration) is not economically viable. Therefore, emissions of helium to air can be considered as dissipative flows.

However, assessing the dissipation of resources based only on concentration values can be potentially misleading. For example, concentration of gold in primary mineral ores currently exploited amounts approximately to 5 g/tonne (i.e. 40 times lower than concentration in printed circuit boards). Nevertheless, in the latter gold is closely interlinked with 60 other chemical elements in complex assemblies, including plastics with flame retardants, generally making their recycling a very complex task (Hagelüken, 2012). Additional research is recommended on how concentration limits, and more generally on how mineralogy, could be set to identify dissipated resources.

4. First steps to account for resource dissipation in life cycle inventory

Once resource losses are identified, these should be traced during the life cycle inventory phase, before their impact can be characterized.

An initial comprehensive analysis of potential alternatives for the inventorying of dissipated resources have been presented by Zampori and Sala (2017). These authors pointed out that resource dissipation in LCA has to be addressed tackling both the Life Cycle Inventory (LCI) and Life Cycle Impact Assessment (LCIA) phases². The approaches proposed in their analysis of the “dissipation model” allow for a higher level of resolution compared to a traditional modelling and for better tracking impacts connected to resources along the value chain.

Zampori and Sala (2017) also noticed the key role of the trade-offs between the desired level of accuracy and the applicability, when defining a strategy for the inventorying of dissipated resources in input/output flows. Indeed, a certain time would be presumably needed before a selected strategy could be fully enforced in standard LCA practice. In the meanwhile, some simplified approaches could be investigated to open the way to the assessment of resources dissipated. This recalls the generalised approach in which one could assume that, for example, waste (e.g. metals in municipal solid waste, bottom ashes, slags, etc.) which are not (currently) recycled and are sent to landfills are dissipated. Similarly, emissions of resources to the environment could be considered as entirely dissipative, whereas materials recycled into alloys could be considered either dissipated or not dissipated, according to the scope of the study.

The “dissipation model” approach of Zampori and Sala (2017) enables the assessment of resource dissipation both at the single life cycle stage/process and at the whole life cycle level. Zampori and Sala (2017) also showed that modelling the recyclable materials at end of life with credits for their potential recycling (based on e.g. primary raw materials displaced) represents a first and simplified way to account for resource dissipated³. Following this recyclability modelling, inventory flows, as discounted by recycled materials, could be considered as a proxy for dissipated resources. The results obtained at the whole life cycle level are the same as obtained with the “dissipation model”.

The way towards a more systematic approach will prescribe a more precise accounting of dissipated resources across the different life cycle stages and towards the different compartments (e.g. air/waste/soil emissions; waste disposal facilities; resource losses in other materials flows). This approach would imply firstly the identification of resources as inputs to the product system (based on e.g. the functions that they delivered). Then output flows should be analysed to identify whenever in a certain flow a resource loses its function(s) and its suitability for future uses.

Two strategies are identified in the way towards the accounting of resource dissipation in LCA. In the short-term, simplified approaches could be applied considering the existing LCI databases; e.g. flagging some flows (such as metals to landfills) as dissipative ‘per se’. In parallel, the criteria mentioned or even applied in some MFA studies (concentration, statistical entropy analysis, etc.) could be further tested in LCA case studies. In the mid-term, the soundness of such approaches will be assessed before any generalization will be envisaged. It is noteworthy that any generalization either of the simplified or of the more

² Zampori and Sala (2017) focused, in particular, on the LCI phase and discussed five different alternatives, taking into account pros and cons for each of them. Furthermore, they applied one of the five alternatives to simplified case studies, discussing the differences compared to a more traditional modelling of the LCIs.

³ Main assumption of the modelling is that materials currently not recycled are therefore lost.

refined approaches may imply an in-depth change of the existing standard LCI databases. Finally, in parallel, impact assessment methods will need to be tested for compatibility with and suitability for such a new approach to assess resources.

5. Conclusions

This article intends to provide first insights on the methodological development of resource dissipation in LCA.

The survey of the MFA / LCA literature allowed to derive some initial remarks. First, natural resources entail a broad concept, but generally resources are linked to the function they deliver to a target audience and eventually to the value that they have. Then, dissipated resources are those that lose their ability to deliver their function, also accounted as resource losses. Various approaches were observed on how to account for dissipated resources, although none of them was systematic enough for being implemented in LCA. It is necessary firstly to create a common understanding of what dissipation is and what criteria should be used to classify dissipative from non dissipative flows.

When these points will be clarified, it will be necessary to assess the different alternatives on how resource dissipation could be flagged in life cycle inventories and how they could be used for the life cycle impacts assessment. Further research on these subjects is currently being developed by the Joint Research Centre.

6. References

- Arvidsson, R., Molander, S., Sanden, B.A., 2011. Impacts of a silver-coated future: Particle flow analysis of silver nanoparticles. *Journal of Industrial Ecology* 15(6), 844-854.
- BIO by Deloitte. 2015. Study on data for a raw Material System Analysis: roadmap and test of the fully operational MSA for raw Materials. (<http://rmis.jrc.ec.europa.eu/?page=msa-reports-b922fd>)
- Ciacchi, L., B. K. Reck, N. T. Nassar, and T. E. Graedel. 2015. Lost by design. *Environmental Science & Technology* 49(16): 9443–9451.
- European Commission (EC), 2003. Towards a Thematic Strategy on the Sustainable Use of Natural Resources. COM(2003) 572 final
- European Commission (EC), 2011. A resource-efficient Europe – Flagship initiative under the Europe 2020 Strategy. COM(2011) 21 final
- European Commission (EC), 2013. Commission Recommendation on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations, Recommendation 2013/179/EU
- European Commission (EC), 2015 Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy. COM(2015) 614 final
- ISO/TR 14047, 2003. Environmental management - Life cycle impact assessment - Examples of application of ISO 14042. First edition 2003-10-01.
- ISO 14040, 2006. Environmental management-Life cycle assessment - Principles and framework.
- ISO 14044, 2006. Environmental management-Life cycle assessment-Requirements & guidelines.
- Kovanda, J., 2017. Total residual output flows of the economy: methodology and application in the case of the Czech Republic. *Resour. Conserv. Recycl.* 116, 61-69.
- Laner, D., Zoboli, O., Rechberger, H., 2017. Statistical entropy analysis to evaluate resource efficiency: phosphorus use in Austria. *Ecol. Indic.* 83, 232–242.
- Liang, J., Mao, J., 2014. A dynamic analysis of environmental losses from anthropogenic lead flow and their accumulation in China. *Trans. Nonferrous Met. Soc. China* 24, 1125-1133.
- Licht, C., Peiró, L.T., Villalba, G., 2015. Global substance flow analysis of gallium, germanium, and indium. Quantification of extraction, uses, and dissipative losses within their anthropogenic cycles. *J. Ind. Ecol.* 19, 890–903.

- Müller, E., Hilty, L. M., Widmer, R., Schluep, M., Faulstich, M., 2014. Modeling metal stocks and flows: A review of dynamic material flow analysis methods. *Environ. Sci. Technol.* 48, 2102 – 13.
- Paraskevas, D., Kellens, K., Dewulf, W., Duflou, J.R., 2015. Environmental modelling of aluminium recycling: a life cycle assessment tool for sustainable metal management. *J. Clean. Prod.* 105, 357e370.
- Rechberger, H., Graedel, T.E., 2002. The European copper cycle: statistical entropy analysis. *Ecol. Econ.* 42, 59–72.
- Schneider, L., Berger, M., Finkbeiner, M., 2015. Abiotic resource depletion in LCA—background and update of the anthropogenic stock extended abiotic depletion potential (AADP) model. *Int J Life Cycle Assess* (2015), 20, 709–721.
- Sonderegger, T., Beger, M., Alvarenga, R., Bach, V., Cimprich, A., Dewulf, J., Drielsma, J., Frischknecht, R., Guinée, J., Helbig, C., Huppertz, T., Motoshita, M., Northey, S., Rugani, B., Schrijvers, D., Schulze, R., Sonnemann, G., Thorenz, A., Valero, A., Weidema, B., Young, S., Zampori, L., 2018. Towards global guidance on LCIA of mineral resource use – outcomes from the UN Environment Life Cycle Initiative task force SETAC-Europe, May 15, 2018, Rome.
- Spatari, S., M. Bertram, K. Fuse, T. E. Graedel, and H. Rechberger. 2002. The contemporary European copper cycle: 1 year stocks and flows. *Ecological Economics* 42(1–2): 27–42.
- Stewart, M., Weidema, B., 2005. A Consistent Framework for Assessing the Impacts from Resource Use. A focus on resource functionality. *Int J LCA* 10 (4) 240 – 247 (2005).
- Tabayashi, H., Daigo, I., Matsuno, Y., Adachi, Y., 2009. Development of a dynamic substance flow model of zinc in Japan. *ISIJ International* 49, 1265–71.
- United Nations (UN), 1983. Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. <http://www.un-documents.net/our-common-future.pdf>
- United Nations (UN), 2018. Sustainable Development Goals – SDG 12: Ensure sustainable consumption and production patterns. <https://sustainabledevelopment.un.org/sdg12>
- Van Oers, L., de Koning A., Guinée, J.B., Huppes, G., 2002. Abiotic Resource Depletion in LCA. RWS-DWW: Delft, The Netherlands, 2002.
- Zampori, L., Sala, S., 2017. Feasibility study to implement resource dissipation in LCA. JRC Technical Reports. EUR 28994 EN. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Zampori, L., Pant, R., 2019. Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method. EUR 29682 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Zimmermann, T., Gößling-Reisemann, S., 2013. Critical materials and dissipative losses: A screening study. *Science of the Total Environment* 461–462: 774–780.
- Zimmermann, T., 2017. Uncovering the Fate of Critical Metals. Tracking Dissipative Losses along the Product Life Cycle. *Journal of Industrial Ecology*, 21(5), 1198-1211.

Life Cycle Assessment for measuring Circular Economy at company level: is it suitable?

Roberta Salomone¹, Erik Roos Lindgreen¹, Giovanni Mondello¹, Tatiana Reyes²

¹ University of Messina

² University of Technology of Troyes

Email: salomoner@unime.it

Abstract

The transition from a linear to a Circular Economy (CE) has become a relevant issue in public policies as well as in business strategies. This has led to a proliferation of literature reporting on CE and its contribution to sustainability domains. Measuring the impacts of a CE and evaluating development towards a CE is currently investigated by several researchers. Despite the growing attraction of the CE vision at business level, limited guidance is available to companies that aim to make CE operational. In this context, Life Cycle Assessment (LCA) is here presented as a suitable method that businesses can implement to start a commitment towards CE. LCA can probably be considered the basic structured system on which to build a more complete metric framework for quantification of CE, specifically for companies that aim to operate more sustainably and to face the lack of environmental data on CE measurement.

1. Introduction

The transition from a linear and unsustainable system towards a Circular Economy (CE) has become a relevant and urgent issue in public policies as well as in business strategies (Korhonen et al., 2018). Indeed, in the CE vision, the linear traditional “take-make-use-waste” economy should evolve in a CE that entails closing resource loops - e.g. through the 9Rs paradigm (Potting et al., 2017). CEs decoupling of resource use and economic growth is supposed to have both a positive impact on the environment and on economic growth (Potting et al., 2017; Reike et al., 2018)

An accepted common definition of CE is still missing. One of the most complete definitions could be considered the one proposed by Kirchherr et al. (2017) that analyzed 114 CE definitions: CE is “an economic system that replaces the ‘end-of-life’ concept with reducing, alternatively reusing, recycling and recovering materials in production/distribution and consumption processes. It operates at the micro level (products, companies, consumers), meso level (eco-industrial parks) and macro level (city, region, nation and beyond), with the aim to accomplish sustainable development, thus simultaneously creating environmental quality, economic prosperity and social equity, to the benefit of current and future generations. It is enabled by novel business models and responsible consumers”.

This definition clearly highlights that there are three perspectives in the implementation of CE strategies: the macro, meso and micro level (Linder et al., 2017). The latter contains products, companies and consumers. Companies, the focus of this research, are encouraged to reduce resource consumption, minimize pollution and waste, design more environmentally friendly products, adopt cleaner technology and cleaner production in their manufacturing processes, include environmental management systems, product-life extension, new business models, and new modes of consumption, and publicly release information on their environmental performances (Linder et al., 2017; Saidani et al., 2019). The practical implementation of the transition to a CE requires various diverse strategies (Witjes and Lozano, 2016). To understand how effective the chosen strategy is in reducing the impacts of a system, its effects must be assessed in quantitative terms. Consequently, measuring CE is at the center of many questions recently raised by researchers. Many different approaches exist, with the Ellen MacArthur Foundation’s Material Circularity Indicator (MCI) being one of the most cited (EMF, 2015).

In the context, this paper aims to contribute to the discussion on the identification of the most suited micro level method for the measurement of CE, by discussing the suitability and

effectiveness of Life Cycle Assessment (LCA). LCA is here proposed as the basic structured system on which to build a more complete metric framework for quantification of CE.

2. Measuring CE at the company level: an overview of the actual situation

Development of CE indicators on micro-level is particularly relevant given the central role of companies in carrying the transition to a CE (Lieder & Rashid, 2016). Companies are stimulated by the micro-level benefits associated with circularity, including firm profitability and increase of competitiveness through cost savings, new sources of innovation and revenue, improved customer relationships, and improved resilience for organizations (Ghisellini et al., 2016).

At the same time, the development of specific CE indicators to evaluate such benefits is said to be still at an early stage, and the absence of standardized indicators is sometimes described as a barrier to a transition to a CE (Tecchio et al., 2017). Only few studies are focusing on how to measure circularity and, generally, there is a lack of methods, tools and criteria for the evaluation of the CE impacts at product and company level (Elia et al., 2017). Thus, to evaluate and plan their internal changes, companies urgently need methods and tools to measure their CE strategies (Niero and Hauschild, 2017); these strategies imply practical challenges for companies that need to be deeply analyzed and quantitatively assessed before to be implemented. Indeed, a circular option not necessarily has a lower environmental burden or effectively contributes to sustainability, and the impacts of CE (closing material cycles) is often unknown (Pauliuk, 2018).

Although a plethora of indicators for environmental performance, resource efficiency, sustainable development and CE is reported in literature⁴, few specific CE measurement method and indicators are proposed at micro level (Elia et al., 2017).

A complete description of available measurement approaches is beyond the scope of this paper. From a brief overview on the CE metrics at the micro level, we highlight that there are no official or recognized indicators, methods and tools to measure performance in the shift from a linear to a more circular microsystem. For companies, limited guidance is available to make operational in their activities (EMF, 2015; Ghisellini et al., 2016; Linder et al., 2017; Saidani et al., 2017; Niero and Rivera, 2018). Furthermore, there is still disagreement on many issues, such as the *main characteristics* that the measurement method should have. The existing indicators and quantitative assessment methods seem to be mostly oriented in providing a first and rapid overview of circularity performance at product or company level, but they do not deliver practical or operational guidance to company decision makers (Saidani et al., 2017). However, the life cycle perspective is a key issue in most of the proposed methods, sometimes also involving an LCA-based framework or highlighting the relevance of using indicators based on life cycle thinking to complement material efficiency-based indicators (Niero and Hauschild, 2017).

3. The role of LCA in measuring CE

It is implicit that any CE strategy has to encompass a reduction of the environmental burden compared to a baseline scenario. Therefore, it is central that CE strategies are firstly evaluated carefully in the environmental dimension. Such environmental evaluations can be well performed using LCA. LCA provides decision makers with a tool to prioritize actions toward the development of the most eco-efficient and eco-effective solutions, thus it can support companies to measure environmental performance of a specific circular strategy and compare it with other circular and linear solutions.

⁴ EASAC (2016) lists more than 300 indicators for a European circular economy, while the EU (COM, 2018a; COM, 2018b) is working on a monitoring framework containing 10 CE indicators.

Various authors have explored the idea of using the synergies between CE and LCA to evaluate company-level CE implementation (e.g., Niero & Rievera, 2018; Niero, 2017; Scheepens et al., 2016). Very relevant is also the work of Walker et al. (2018) in which the authors state that indicators relating to the circularity of materials should preferably be supported by LCA-based studies (Walker et al., 2018).

On the contrary, other authors such as Elia et al. (2017) and Di Maio and Rem (2015) highlight that even if LCA is a well-known method that describes the main requirements of CE strategies well, it requires an extensive amount of data and is time consuming. Furthermore, communication of its results requires an expert audience, and it provides information only on the environmental domain of CE. Other criticalities refer to the suitability of LCA in measuring circularity in recycling activities over multiple life cycles. In general, a different perspective can be pointed out: CE specifically encourages to recycle, reuse, etc. a specific material and the product life cycle extension, while LCA focuses on identifying the environmental impacts at a life cycle level, in order to then plan option to improve the product environmental performance: this may not necessarily imply circularity.

Most of these criticalities can be properly faced with an accurate modeling of the goal and scope and of the LCI phase or by integrating LCA with other assessment methods (Niero and Olsen 2016; Niero et al., 2017; Niero and Rivera, 2018). Furthermore, the extensive amount of data required to perform a complete and consistent LCA study is exactly what companies need to contrast the lack of information, confidence and capacity that actually still affects CE solutions.

3.1. Identifying the key elements of a CE measurement method

In order to identify the *key elements* that a CE measurement method at company level should satisfy to deliver concrete or operational guidance to companies, three main previous contributions that describe basic principles for CE measurement are here used.

First, the British Standard Institution has developed the “BS 8001:2017 – Framework for implementing the principles of the circular economy in organizations – Guide”, which is the first CE standard “*intended to help organizations and individuals consider and implement more circular and sustainable practices within their businesses*”. The standard does not contain requirements but it is a guide providing definitions, advices, and recommendations assisting organizations in the transition towards CE (BSI, 2017). It establishes a minimal set of six CE principles that all organizations should refer to (systems thinking, stewardship, transparency, collaboration, innovation, value optimization) and an eight-stage flexible framework to assist organizations to develop a road map for continual and transformational improvement (framing, scoping, idea generation, business case, prototyping, implementation, monitoring) (BSI, 2017).

Secondly, Linder et al. (2017) propose that a circularity metric should satisfy the following desirable qualities: *construct validity* (i.e. the circularity metric should measure circularity), *reliability*, *transparency*, *generality* (i.e. independent of industry and technology, and validity of *aggregation principles*, resulting in single numbers that describe circularity are easier to be used for managerial decision making and customer prioritization.

Lastly, the World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) is involved in the development of a consensus-based framework for measuring circularity at the company level that will also contribute to give business-driven input into public sector frameworks (WBCSD, 2019). In this context, the WBCSD (2018) proposes 7 recommendations for developing a common framework for measuring circularity at the company level: (1) *drive circular business performance*; (2) *target specific audiences depending on company objectives*; (3) *cover a comprehensive sustainability scope*; (4) *ensure flexibility and inclusion*; (5) *adopt a phased approach to incorporating capitals*; (5) *build upon existing frameworks and standards*; (6) *drive culture change and provide guidance*.

Comparing these contributions allowed us to identify the key elements of a CE measurement method and then evaluate the role of LCA (ISO, 2006a; ISO, 2006b) in satisfying the related characteristics.

a. ***A CE metric should be able to provide operational guidance towards CE*** – to effectively integrate CE principles into a company's mission or strategy, it must be clear also how to incorporate those elements into the company's operations and performance management systems. The CE metric should be able to provide data to support decision making for value optimization connected to CE strategies.

Role of LCA: LCA provides valuable support in integrating environmental sustainability targets into design, innovation, and evaluation of products (Sala et al., 2012) in order to properly identify new opportunities of value creation. Furthermore, LCA allows to quantify the environmental and life cycle impacts of the products and services that can then be used in proper communication internally and externally.

b. ***The CE metric should be scientifically assessed and standardized*** – in order to avoid inaccurate measurements “*indicators need to be backed up by rigorous scientific accounting and assessment methods*” (Saidani et al., 2017). While the design of a common framework is a difficult path, suitable relevant standardized tools already might available be at company level. Simultaneously, such a method must be flexible to allow to compare products and to give similar values under consistent conditions.

Role of LCA: LCA is a science-based method, standardized by the ISO 14040 standards (ISO 14040:2016; ISO 14044:2016). It is a widespread and accepted method for the environmental assessment of products. The method can be applied to very different products and systems, with high flexibility. If common rules are defined for performing the LCA study (e.g. the Product Category Rules for type III labelling - ISO, 2006c) results are reproducible and comparable for products having the same function.

c. ***The CE metric should be based on a multi-dimensional scoring system*** - the metric should describe the different aspects of circularity and the different dimensions of sustainability, as well as trace the material quality at all cycle stages. A balance between a single indicator and a complex assessment framework should be found. While indicators can summarize CE complexity and allow transition monitoring (Saidani et al., 2017), a single measure cannot capture the multiple facets of CE.

Role of LCA: LCA has the capacity to optimally represent the different perspectives of CE by using a wide range of different LCA-based indicators. Furthermore, most data required for the calculation of circular indicators, such as MCI, are obtainable for a Life Cycle Inventory (LCI). Adding Life Cycle Costing (LCC)-based and Social LCA (SLCA)-based indicators could be trickier and more challenging, because they are not yet fully standardized, and impact assessment method still need advancements (especially regarding the SLCA's domain).

d. ***The CE metric should be structured according to a phased and iterative approach*** – the assessment of the environmental burden is the “starting point” of an assessment process of CE, articulated in different procedural steps. CE strategies should be firstly environmentally motivated and then socio-economically supported. One reason is that reducing the use of a material/resource might cause increases of other types of environmental impacts (e.g. the abatement of a certain substance increases energy use).

Role of LCA: LCA allows to make the trade-offs tangible thus enabling to prioritize different types of loops in order to identify the most relevant one for a material or product in terms of environmental sustainability. Thus, through LCA, is possible to test the impacts of CE strategies, obtain feedback for improvement and foster circularity over time. After having assessed the environmental dimension using the LCA method, the economic and social dimension can be added with coherent life cycle-based method Life Cycle Costing (LCC) and Social Life Cycle Assessment (SLCA). Niero and Rivera (2018) argue that “*the life cycle assessment of environmental and social aspects has cemented a base to help the sector*

and industries to start a commitment towards circular economy”; this seems suggesting that the life cycle environmental and social assessment should be considered as a starting point, then adding the economic one.

e. **The CE metric should be structured according to a system perspective and a life cycle thinking approach** – a company transition to a CE requires closer cooperation with suppliers and customers and a holistic understanding of the consequences associated to the CE options (Saidani et al., 2017). Thus, a CE metric must entail a system perspective and life cycle approach. This is underlined by Pauliuk (2018), stating that if CE strategies are not monitored from a systems perspective “*there is a danger that a pool of incoherent circular economy indicators will evolve*”.

Role of LCA: in LCA the system thinking approach encompasses the product life cycle and its connections with the other systems depending on how system boundaries are defined according to the goal and scope of the analysis (e.g. technological system and natural system). Burden shifting is avoided by using multi-indicator impact assessment methods and scenario analyses in order to assess the impact of the CE choices along the supply chain.

f. **The CE metric should be transparent and easy to communicate** – the chosen metric should allow to include circularity values in proper communication, ensuring a transparent, accurate, timely, honest and complete information (e.g. a certified label with a third-party verification ensures a truthful communication).

Role of LCA: LCA results can be communicated in a transparent way by using third-party verified labels e.g. Ecolabel, type III labels Environmental Product Declaration (EPD), Product Environmental Footprint (PEF), etc. Additionally, the European Commission is currently in the process of evaluating how product labels, such as Ecolabel, PEF, etc., may support the CE policy (EC, 2015).

4. Conclusions

In this research, key attributes of a CE metric at company level are proposed. First, it has been signaled that a strong need for development of CE evaluation tools at company level exists. While a number of approaches are available, no official or recognized indicators, methods and tools to measure performance in the shift from a linear to a more circular microsystem seem to be in place. Simultaneously, we argue that LCA can play an important role in the development of proper measurement of the environmental dimension of CE at company level. From previously established insights into main characteristics of CE measurement approaches by BSI (2017), Linder et al., (2017) and WBCSD (2018), key attributes of a CE metric at company level and the role of LCA in contributing to these aspects are formulated. The overall aim is to assist in the development of sound CE evaluation tools at company level, and to highlight the role of standardized and scientifically accepted environmental assessment tools such as LCA.

Many directions for further research exist, as the field is still remarkably young. These include the advancement of linking (existing) tools to evaluate social- and economic sustainability aspects to CE measurement, zooming in on specific or general company needs for implementing CE evaluation tools, and theory development on CE as tool to reach the SDGs.



This paper draws on a project that has received funding from the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under the Marie Skłodowska-Curie grant agreement No 765198 <http://cresting.hull.ac.uk/>

5. References

- British Standard Institution (BSI), 2017. BS 8001: 2017 Framework for implementing the principles of the circular economy in organizations-Guide. The British Standard Institution.
- COM (European Commission), 2018a. A monitoring framework for the circular economy, Brussels.
- COM (European Commission), 2018b. Measuring progress towards circular economy in the European Union – Key indicators for a monitoring framework, Brussels.
- Di Maio, F. and Rem. P. C. 2015. A robust indicator for promoting circular economy through recycling. *Journal of Environmental Protection* 6(10): 1095–1104.
- EASAC, 2016. Indicators for a Circular Economy. European Academies' Science Advisory Council, Halle (Saale), Germany.
- Elia, V., Gnoni, M. G., & Tornese, F., 2017. Measuring circular economy strategies through index methods: A critical analysis. *Journal of Cleaner Production*. 142, 2741-2751.
- Ellen MacArthur Foundation EMF and Granta, 2015. Circularity Indicators. An approach to measuring circularity; Methodology. Ellen MacArthur Foundation and Granta Design.
- 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.
- International Standards Organisation, 2006a. ISO 14040: Environmental Management and Life Cycle Assessment e Principles and Framework. ISO.
- International Standards Organisation, 2006b. ISO 14044. Environmental Management and Life Cycle Assessment e Requirements and Guidelines. ISO.
- International Standards Organisation, 2006c. ISO 14025. Environmental labels and declarations - Type III environmental declarations - Principles and procedures. ISO.
- Kirchherr, J., Reike, D., & Hekkert, M., 2017. Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation and Recycling*, 127, 221-232.
- Korhonen, J., Nuur, C., Feldmann, A., & Birkie, S. E., 2018. Circular economy as an essentially contested concept. *Journal of Cleaner Production*, 175, 544-552.
- Lieder, M., & Rashid, A., 2016. Towards circular economy implementation: A comprehensive review in context of manufacturing industry. *Journal of Cleaner Production*, 115, 36–51. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.12.042>
- Linder, M., Sarasini, S., & van Loon, P., 2017. A metric for quantifying product-level circularity. *Journal of Industrial Ecology*, 21(3), 545-558.
- Merli, R., Preziosi, M., & Acampora, A., 2018. How do scholars approach the circular economy? A systematic literature review. *Journal of Cleaner Production*, 178, 703-722.
- Niero, M., & Olsen, S. I., 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. *Resources, Conservation and Recycling*, 114, 18-31.
- Niero M, Hauschild M.Z., 2017. Closing the loop for packaging: finding a framework to operationalize Circular Economy strategies. *Procedia CIRP*, 2017; 61: 685
- 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., 2017. Which role for Life Cycle Thinking in the definition of meaningful indicators for the circular economy? In *Atti del XI Convegno della Rete Italiana LCA*.
- Niero, M., & Rivera, X. C. S., 2018. The Role of Life Cycle Sustainability Assessment in the Implementation of Circular Economy Principles in Organizations. *Procedia CIRP*, 69, 793-798.
- Pauliuk, S., 2018. Critical appraisal of the circular economy standard BS 8001:2017 and a dashboard of quantitative system indicators for its implementation in organizations. *Resour. Conserv. Recycl.* 129, 81–92. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.019>.

- Potting, J., Hekkert, M. P., Worrell, E., & Hanemaaijer, A., 2017. Circular economy: measuring innovation in the product chain (No. 2544). PBL Publishers.
- Reike, D., Vermeulen, W. J., & Witjes, S., 2018. The circular economy: New or Refurbished as CE 3.0? — Exploring Controversies in the Conceptualization of the Circular Economy through a Focus on History and Resource Value Retention Options. *Resources, Conservation and Recycling*, 135, 246-264. doi:10.1016/j.resconrec.2017.08.027
- Saidani, M., Yannou, B., Leroy, Y., & Cluzel, F., 2017. How to assess product performance in the circular economy? Proposed requirements for the design of a circularity measurement framework. *Recycling*, 2(1), 6.
- Sala, S., F. Farioli, and A. Zamagni., 2012. Progress in sustainability science: Lessons learnt from current methodologies for sustainability assessment: Part 1. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 18(9): 1653–1672.
- Scheepens, A., Vogtländer, J., & Brezet, J., 2016. Two life cycle assessment (LCA) based methods to analyse and design complex (regional) circular economy systems. Case: Making water tourism more sustainable. *Journal of Cleaner Production*, 114, 257-268. doi:10.1016/j.jclepro.2015.05.075
- Tecchio, P., McAlister, C., Mathieux, F., & Ardente, F., 2017. In search of standards to support circularity in product policies: A systematic approach. *Journal of cleaner production*, 168, 1533-1546.
- Walker, S., Coleman, N., Hodgson, P., Collins, N., & Brimacombe, L., 2018. Evaluating the environmental dimension of material efficiency strategies relating to the circular economy. *Sustainability*, 10(3), 666.
- Witjes, S., & Lozano, R., 2016. Towards a more Circular Economy: Proposing a framework linking sustainable public procurement and sustainable business models. *Resources, Conservation and Recycling*, 112, 37–44. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.04.015>
- World Business Council for Sustainable Development WBCSD, 2018. Circular Metrics Landscape Analysis. <https://www.wbcsd.org/Programs/Circular-Economy/Factor-10/Metrics-Measurement/Resources/Landscape-analysis> [Accessed March 8, 2019].
- World Business Council for Sustainable Development WBCSD, 2019. Factor10 is WBCSD's Circular Economy project. <https://www.wbcsd.org/Programs/Circular-Economy/Factor-10> [Accessed March 8, 2019].

LCA delle casse del sistema “usa e recupera”. Un esempio di “closed loop” in economia circolare

Paola Masotti¹, Luca De Benedittis¹, Paolo Bogoni²

¹University of Trento, DEM - Department of Economics and Management, via Inama 5, 38122 Trento (Italy)

²University of Trieste, DEAMS- Department of Economics, Business, Mathematics and Statistics “Bruno de Finetti”, via Valerio 6, 34127 Trieste (Italy)

Email: paola.masotti@unitn.it

Abstract

Nell'Unione europea è in atto un processo di transizione basato sui principi dell'economia circolare, volto dunque al raggiungimento di un modello economico che impieghi minori quantità di risorse nei processi produttivi e che minimizzi le emissioni inquinanti e la produzione dei rifiuti. In tale contesto, l'approvazione del Pacchetto sull'Economia Circolare da parte del Parlamento Europeo nel giugno 2018, pone ambiziosi obiettivi in tema di riciclaggio dei rifiuti urbani e degli imballaggi. È proprio sul tema degli imballaggi e del loro riciclaggio che si focalizza lo studio del presente lavoro. L'obiettivo di questa analisi LCA è duplice: (i) valutare l'impatto ambientale del ciclo di vita di una Cassetta del sistema “USA E RECUPERA” e (ii) confrontare tali impatti con quelli di un processo di produzione che utilizzi esclusivamente materiale vergine, per verificare l'effettivo risparmio di risorse e riduzione degli impatti ambientali. I risultati da noi ottenuti sembrano indicare come il progetto “USA E RECUPERA”, sia in grado di apportare vantaggi dal punto di vista ambientale ed energetico in tutte le fasi del ciclo di vita, dalla produzione del granulo di PP alla fase del Fine Vita.

1. Introduzione

In accordo con le indicazioni presenti in letteratura, è possibile identificare in “normativa, cultura, tecnologia e mercato” le categorie di classificazione delle barriere alla transizione verso un modello di economia circolare. Nella “cultura” rientrano tutti quei limiti di carattere personale e psicologico in capo al decisore aziendale, che, per paura dei rischi e della incapacità da parte del cliente di capire determinate scelte strategiche che potrebbero portare a un aumento dei prezzi, preferisce non investire nel nuovo paradigma (Kirchherr et al., 2017). Il tema dei costi viene ripreso nella categoria “mercato”, dove l'attuale costo delle materie prime vergini (MPV) è ancora basso rispetto a materie prime più sostenibili. In aggiunta, l'attivazione di un sistema circolare ha bisogno di un investimento iniziale importante, che va considerato dal punto di vista della difficoltà di accesso al credito e della distanza tra esso e il ritorno economico (Shi et al., 2008). Nell'ambito tecnologico permangono alcune criticità relativamente alle scarse capacità *in-plant* del personale e alla dispendiosità in termini di contratti esterni per attività di supporto (Ritzén & Sandström, 2017). Per quanto concerne la normativa, categoria che indubbiamente rimane nodo centrale di questo cambiamento, va innanzitutto evidenziato come la Commissione Europea nel dicembre 2015 abbia adottato la Comunicazione “Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy”, in cui viene esaminata l'interdipendenza di tutti i processi della catena del valore: dall'estrazione delle materie prime alla progettazione dei prodotti, dalla produzione alla distribuzione, dal consumo al riuso e riciclo (EU Commission, 2015). Ha poi fatto seguito, nel giugno 2018, l'approvazione del ‘Pacchetto sull'Economia Circolare’ che pone ambiziosi obiettivi relativamente al riciclaggio dei rifiuti urbani e degli imballaggi. In particolare, per quanto riguarda gli imballaggi in plastica (area di interesse per questo studio), sono stati fissati obiettivi di riciclo pari al 55% entro il 2030 (EU Environment, 2019). Da quanto sin qui brevemente riportato, si può desumere come il successo di una effettiva transizione a un modello economico circolare sia strettamente correlato al successo nell'implementazione di un efficace sistema di gestione dei rifiuti e segnatamente dei rifiuti da imballaggio.

In Italia la gestione del riciclo degli imballaggi è stata definita e normata con il DLgs n. 22 del 5 febbraio 1997, noto come decreto “Ronchi”, che ha attribuito a produttori e utilizzatori

la responsabilità della corretta gestione ambientale dei rifiuti attraverso l'adesione obbligatoria al Consorzio Nazionale Imballaggi (CONAI) e ai Consorzi di filiera specifici. Tale normativa sui rifiuti può essere considerata quale primo, importante passo verso un sistema circolare, grazie alla riqualificazione dei rifiuti da imballaggio a "materie prime seconde" (MPS). Il primo sistema collettivo a organizzarsi autonomamente, avendo intuito le possibilità offerte dal decreto, fu quello di alcuni produttori di casse in plastica che già nel dicembre 1998 costituirono il Consorzio Nazionale Imballaggi Plastica (CO.N.I.P.) con l'obiettivo di avviare al riciclo i propri rifiuti da imballaggio, riducendo notevolmente gli approvvigionamenti di materia prima vergine (MPV) attraverso il coinvolgimento degli attori della filiera. In tal modo è stato possibile configurare un modello di gestione caratterizzato da circolarità e partecipazione attiva. Il sistema "USA E RECUPERA", specifico oggetto di questa indagine, rappresenta la reale operatività del sistema consortile e definisce i ruoli all'interno del cosiddetto *closed loop*:

1. *Produttori*: producono e vendono le casse in plastica CO.N.I.P., utilizzando materiale riciclato e riciclabile al 100%, al comparto agro-alimentare.
2. *Utilizzatori*: le aziende agroalimentari riempiono le casse con i loro prodotti ortofrutticoli e inviano gli imballaggi pieni ai centri di distribuzione, che a loro volta le inviano ai punti vendita al dettaglio. Terminata la loro funzione, le casse vengono messe a disposizione dei raccoglitori da parte di tutte le categorie di utilizzatori (agricoltori, commercianti e privati cittadini).
3. *Raccoglitori consorziati*: attraverso la loro organizzazione di micro e macro-raccolta portano gli imballaggi fine vita presso i loro centri e li sottopongono a selezione per identificare le casse a marchio CO.N.I.P. e la tipologia di materiale utilizzato (PP o HDPE). Dopo le operazioni di selezione e bonifica, le casse vengono pressate e consegnate all'impianto di riciclo.
4. *Riciclatori*: in conformità con le norme vigenti in materia di trattamento dei rifiuti, avviano al riciclo le casse consegnate dai raccoglitori, ottenendo una MPS che viene venduta ai produttori CO.N.I.P., per essere poi utilizzata per la produzione di nuovi imballaggi rigidi in plastica.

Nello specifico, l'obiettivo di questo studio è valutare, mediante un'analisi LCA, l'impatto ambientale di una cassetta del sistema "USA E RECUPERA" e compararlo con quello generato da una cassetta ottenuta esclusivamente da materiale polimerico vergine.

2. Materiali e Metodi

Nello studio vengono presi in considerazione i seguenti scenari:

Scenario A: produzione delle cassette del sistema "USA E RECUPERA" gestito dal consorzio CO.N.I.P. a partire da 100% materiale riciclato (Figura 1);

Scenario B: produzione della stessa tipologia di cassette a partire da 100% MPV. Il fine vita di tale scenario è basato sullo scenario medio italiano (Corepla, 2018) (Figura 2).

Confini del sistema. I confini del sistema comprendono 4 macro-fasi del ciclo di vita, nello specifico:

1. Produzione della materia prima: considera le operazioni di generazione di MPS (materiale riciclato), il trasporto del materiale macinato e granulato (scenario A) e le operazioni di generazione di MPV (Scenario B).
 2. Stampaggio della cassetta: comprende l'energia elettrica per lo stampaggio della cassetta e il consumo dell'olio dei macchinari.
 3. Distribuzione: considera il trasporto della cassetta dal produttore all'utilizzatore.
- Fine vita: considera la raccolta della cassetta a fine vita, cioè il trasporto dall'utilizzatore all'impianto di trattamento (scenario A) e le operazioni di smaltimento in discarica e recupero energetico secondo lo scenario medio nazionale del fine vita degli imballaggi in plastica (scenario B).

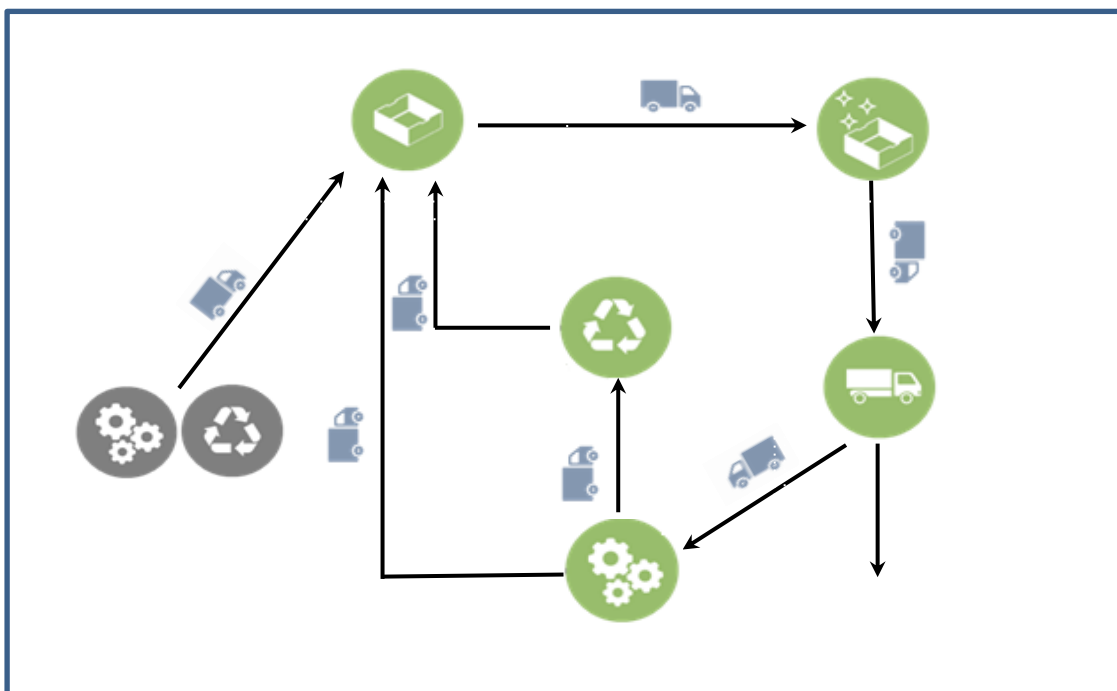


Figura 1: Confini del sistema per lo scenario A: produzione della cassetta CO.N.I.P.

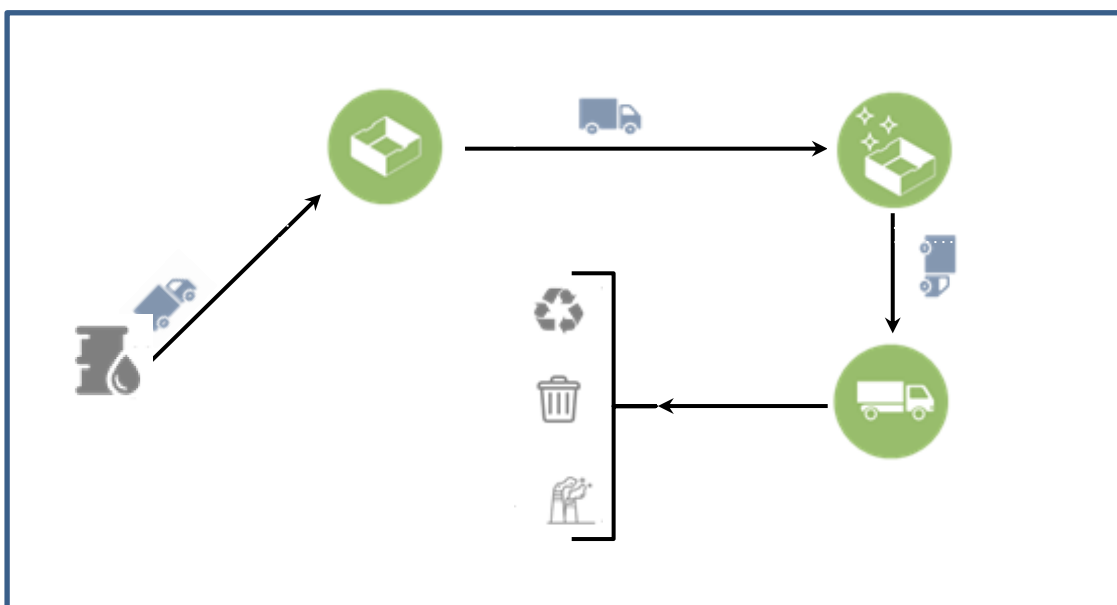


Figura 2: Confini del sistema per lo scenario B: produzione della cassetta da MPV.

Unità Funzionale. L'unità funzionale (U.F.) considerata è 1 kg di cassette costituite al 100% da polipropilene (PP).

Raccolta dati.

Tutti i dati relativi allo Scenario A sono riferiti al 2017, anno in cui il consorzio ha prodotto 80.652 t di cassette 'USA E RECUPERA' con le percentuali riportate in tabella 1.

Tabella 1: Provenienza del materiale riciclato scenario A. (Fonte: CO.N.I.P.)

	USA E RECUPERA	52.590	65%
MPS da granulo	USA E RECUPERA	2.715	4%
MPS da granulo	Altri imballaggi PP	25.347	31%

I dati del ciclo di produzione della cassetta dello scenario A sono stati calcolati tramite misurazioni dirette sulle diverse tipologie di macchinari utilizzati e forniti dal consorzio tramite interviste e contatti personali; i dati del ciclo di produzione dello scenario B, cassetta da MPV, sono stati stimati e derivano dallo studio interno commissionato dal consorzio a un consulente aziendale (CO.N.I.P., 2018) e dalla banca dati Ecoinvent 3.3 compresa nel software SimaPro 8.3 (PRè, 2016).

Per quanto riguarda le fasi di trasporto le distanze tra i vari attori della filiera sono state calcolate considerando la media pesata tra percorso e relativo *share*. Come specificato in figura 1 e figura 2 i tragitti considerati sono: (a1) MPV – Produttori (a) MPS – Produttori, (b) Macinazione – Granulazione, (c) Raccoglitore – Produttore (d) Produttore – Utilizzatore, (e) Utilizzatore Raccoglitore. Per lo scenario B i dati per il trasporto sono stati stimati dai valori dello scenario A.

La tabella 2 riporta i dati di *input* per i due scenari di produzione messi a confronto.

Tabella 2. Dati di input riferiti all'unità funzionale, 1 kg di cassetta, per i due scenari esaminati.

		SCENARIO A	SCENARIO B
ENERGIA ELETTRICA Totale	kWh/U.F.	0,94	1,19
- Stampaggio	kWh/U.F.	0,67	0,84
- Packaging		0,04	0,05
- Ventilazione		0,03	0,04
- Refrigerazione		0,16	0,20
- Produzione aria compressa		0,04	0,05
- Illuminazione		0,01	0,01
- Produzione scaglie (macinazione)		0,03	-
- Produzione granulo (macinazione ed estrusione)		0,33	-
OLIO MACCHINARI	g/U.F.	1,14	1,54
MATERIA PRIMA	g/U.F.		
- MPS da macinato Cassette CO.N.I.P.		650	-
- MPS da granulo Cassette CO.N.I.P.		40	-
- MPS da granulo Raccolta imballaggi PP		310	-
- MPV PP		-	1000
TRASPORTO			
- (a1) Mezzo (7.5-16 t)	km	-	331
- (a+b+c) Mezzo (7.5-16 t)		200	-
- (d) Mezzo (7.5-16 t)		185	185
- (e) Mezzo (3.5-7.5 t)		63	63

Lo scenario del fine vita della cassetta CO.N.I.P. prevede che il consorzio recuperi il 69% delle casse “USA E RECUPERA” immesse sul mercato. La quota rimanente è stata ripartita, in misura cautelativa, tra smaltimento in discarica e recupero energetico, secondo lo scenario medio nazionale del Programma Specifico di Prevenzione (PSP) Corepla 2018. Mentre lo scenario di confronto considera unicamente la situazione media italiana del riciclo delle plastiche, basata sul suddetto PSP (Corepla, 2018). Infine, per quanto riguarda l'utilizzo di Olio Macchinari i dati delle misurazioni effettuate direttamente sui macchinari impiegati dai vari consorziati, hanno evidenziato come, rispetto allo scenario di confronto, l'efficienza, la manutenzione e l'innovazione continua delle macchine permetta ai singoli consorziati di provvedere a un elevato tasso di produzione con un consumo di olio minore.

3. Risultati e discussione

Il grafico di figura 3 riporta le categorie di impatto che dopo il processo di normalizzazione sono risultate maggiormente significative, nonché l'apporto percentuale delle varie fasi del ciclo di vita delle cassette dello Scenario A. Come si può osservare le fasi di Produzione e Distribuzione contribuiscono in maniera prevalente a tutte e cinque le categorie di impatto con il contributo più elevato, 44,45% e 44,05% rispettivamente, alla categoria *Natural land transformation*. Da un'analisi più dettagliata si evidenzia che il contributo di queste due fasi è da ascrivere al combustibile utilizzato nei trasporti. Nello specifico, per la categoria *Natural land transformation* il consumo di gasolio determina il 94% dell'impatto e i contributi maggiori sono della fase di Produzione (43%) e Distribuzione (43%).

La fase di Fine vita dà invece un apporto negativo nella maggior parte delle categorie ma soprattutto in quelle relative alla *Fossil Depletion*, dove il mancato processo di produzione della plastica da materia prima di origine fossile contribuisce per il 68,3%, alla categoria *Terrestrial Acidification*, dove la mancata estrazione del petrolio contribuisce per il 57,2%, e alla categoria *Marine Ecotoxicity* per il 49,4%.

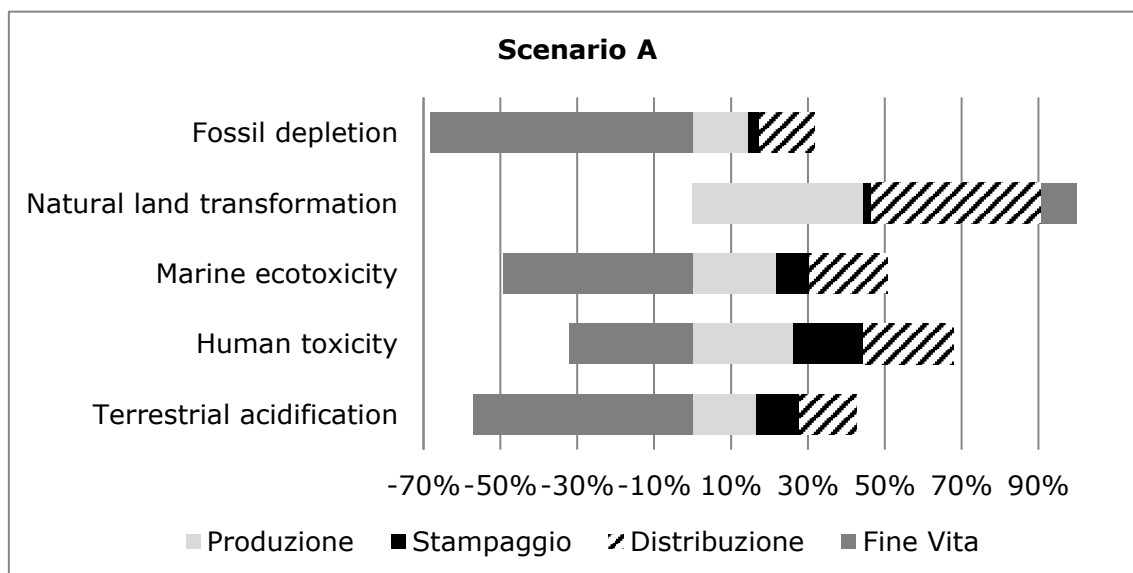


Figura 3. Scenario A, grafico di Normalizzazione delle cinque categorie d'impatto a cui le fasi del ciclo di vita della cassetta prese in considerazione contribuiscono in maniera prevalente e i relativi contributi percentuali

Dal grafico di figura 4 relativo allo scenario B emerge una situazione in parte diversa in quanto la fase a cui si può attribuire il maggior carico ambientale per tutte e cinque le categorie d'impatto più significative è la produzione di MPV che contribuisce alle categorie *Fossil Depletion* per il 67% e *Marine Ecotoxicity* per il 54%. Il contributo della fase di

Distribuzione risulta rilevante (44,05%) unicamente nel caso della categoria *Natural land transformation*, ed è imputabile, ancora una volta, all'utilizzo del combustibile nel trasporto. Il contributo negativo della fase di fine vita della Scenari B risente della minore quantità di materiale avviato al riciclo e quindi, pur contribuendo all'attenuazione di alcuni impatti ambientali, non è altrettanto significativa quanto nello scenario A. Si può infatti evidenziare come nel caso della categoria *Fossil Depletion* il vantaggio sia ridotto al 16% e per la categoria *Terrestrial Acidification* al 44% e alla categoria *Marine Ecotoxicity* per il 20%.

Per quanto riguarda i trasporti va specificato che differiscono solo nella fase di produzione della MPS o MPV, in quanto il trasporto dalla fase di Stampaggio alla fase di Distribuzione rimane costante per entrambi gli scenari. La differenza è dovuta al fatto che, pesando le distanze secondo la provenienza del materiale riciclato, si ottiene una distanza minore rispetto allo scenario di confronto.

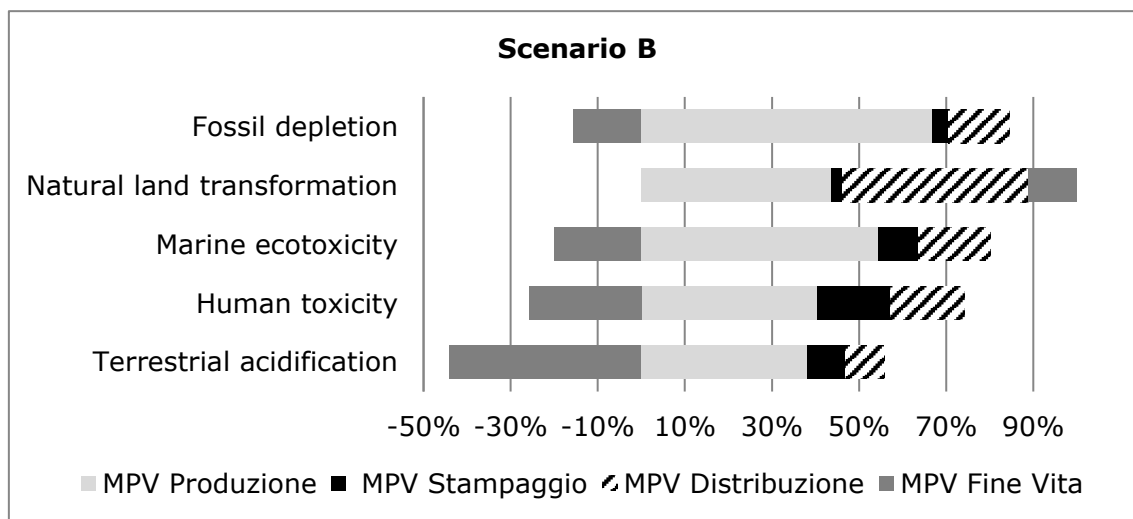


Figura 4. Scenari B, grafico di Normalizzazione delle cinque categorie d'impatto a cui le fasi del ciclo di vita della cassetta prese in considerazione contribuiscono in maniera prevalente e i relativi contributi percentuali.

Si è voluto infine confrontare il diverso apporto dei due scenari di produzione alle categorie d'impatto, evidenziando anche in questo caso unicamente quelle maggiormente interessate (Figura 5). Il dato quantitativamente più rilevante riguarda l'impatto sulla *Natural land transformation* dovuto, principalmente, al consumo di gasolio per i trasporti nella fase di Distribuzione e nella fase di Produzione. Da rilevare il valore negativo nello scenario A per la categoria *Fossil Depletion* ($-7,8 \cdot 10^{-4}$) che evidenzia il mancato utilizzo di materia prima da fonte fossile per la produzione della plastica (-67%) ma anche i diversi quantitativi di olio lubrificante utilizzato nella fase di stampaggio ($1,4 \cdot 10^6$) che nello Scenari B ($1,9 \cdot 10^6$) evidenziano un consumo superiore del 26%. Infine, è interessante notare il contributo alla categoria *Climate Change* nel caso dello Scenari B dovuto alle emissioni di CO₂ del processo di produzione del polipropilene da fonte fossile (47%) e dell'incenerimento della cassetta raccolta come rifiuto (25%).

La produzione del granulo di PP a partire dal 100% di materiale riciclato presenta impatti minori dal punto di vista del GWP, principalmente per il mancato incenerimento della cassetta a fine vita, così come un ridotto consumo di risorse fossili per il non utilizzo di petrolio. Mentre un ridotto avvio al riciclo e un maggiore numero di cassette avviate al recupero energetico porta inevitabilmente ad impatti maggiori come nello scenario B, soprattutto in termini di cambiamento climatico al quale contribuisce per il 25% dell'impatto e di consumo di risorse fossili a cui contribuisce per il 47% (categoria *Fossil Depletion*).

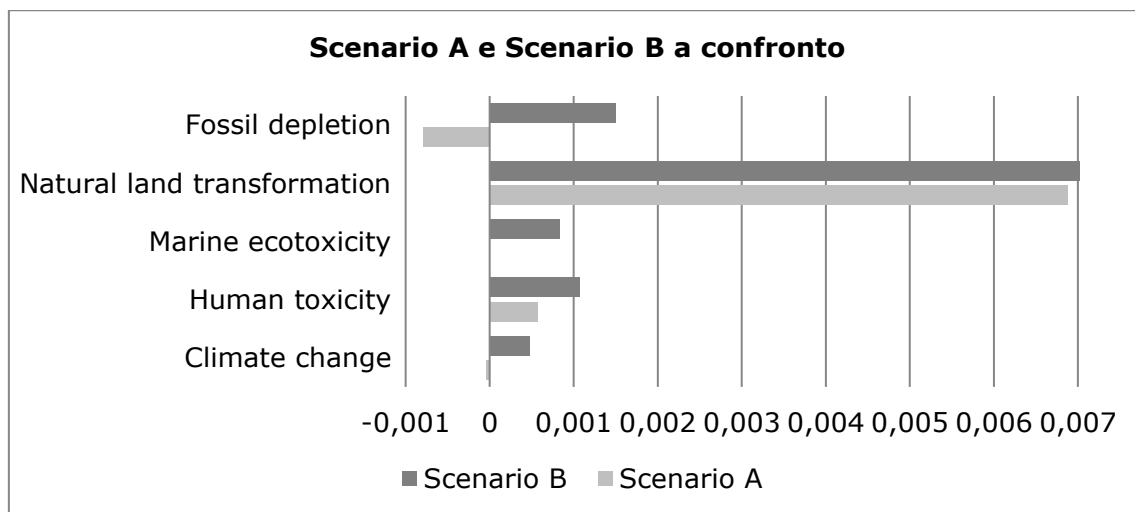


Figura 5: Confronto del contributo totale delle fasi dei due scenari esaminati alle cinque categorie d'impatto più rilevanti

4. Conclusioni

L'analisi LCA ha consentito di individuare i benefici ambientali delle modalità operative del consorzio CO.N.I.P. rispetto a scenari di riferimento medi nazionali. I risultati conseguiti possono costituire un utile spunto per implementare ulteriori strategie migliorative, quali ad esempio interventi specifici nella riprogettazione dei sistemi di raccolta e nella rivisitazione delle geometrie delle cassette che potrebbero configurarsi come un approccio di *Eco-Design* complessivo lungo l'intera filiera. Si potrebbero in tal modo identificare le soluzioni ottimali per unità reale trasportata, tenendo conto della logistica e dei fattori di carico reale. La possibilità di mettere in relazione gli impatti dei contenitori di prodotti ortofrutticoli con un'appropriata valutazione degli interventi rivolti alla riduzione dei rifiuti alimentari rappresenta un'ulteriore possibile area di approfondimento. La disponibilità di informazioni puntuali e dettagliate in merito agli associati CO.N.I.P., al sistema di trasporto e ai flussi di materia potrebbero infine consentire un affinamento degli scenari e costituire un obiettivo di miglioramento generale del progetto.

5. Bibliografia

- EU Commission, 2015. Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy. COM (2015) 614 final.
- Decreto Legislativo n. 22 del 5/02/1997 in attuazione delle direttive 91/156/CEE sui rifiuti, 91/689/CEE sui rifiuti pericolosi e 94/62/CE sugli imballaggi e sui rifiuti di imballaggio
- CO.N.I.P., 2018. Report interno: Impatto ambientale dello stampaggio a cura di Valli V.
- CO.N.I.P., Report interno
- COREPLA, 2018. Programma Specifico di Prevenzione 2018, viewed 10 January 2019 <http://www.corepla.it/bilancio-e-programmazione>
- EU Environment, 2019. Circular Economy, viewed 5 Mar 2019 http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/index_en.htm
- Kirchherr, J. W., Hekkert, M. P., Bour, R., Huijbrechtse-Truijens, A., Kostense-Smit, E., & Muller, J. (2017). Breaking the barriers to the circular economy.
- PRè, 2016. *SimaPro 8.1.1 Life Cycle Assessment Software Package*, Amersfoort (NL), PRè Consultant
- Ritzén, S., & Sandström, G. Ö. (2017). Barriers to the Circular Economy—integration of perspectives and domains. *Procedia CIRP*, 64, 7-12.
- Shi, H., Peng, S. Z., Liu, Y., & Zhong, P. (2008). Barriers to the implementation of cleaner production in Chinese SMEs: government, industry and expert stakeholders' perspectives. *Journal of cleaner production*, 16(7), 842-852

Introducing the Plastic Leak Project: a pre-competitive initiative to harmonize plastic indicators in Life Cycle Assessment

Andrea Corona¹, Laura Peano², Alexi Ernstoff², Carole Dubois², Melissa Zgola³, Simone Pedrazzini¹, Julien Boucher⁴

¹ Quantis Italy, Piazzale Biancamano 220121 Milano, Italy

²Quantis Lausanne, EPFL Innovation Park, Bâtiment D, 1015, Lausanne, CH

³Quantis USA, 240 Commercial St., #3B Boston, Massachusetts 02109, USA

⁴EA, Shaping Environmental Action & University of Applied Sciences and Arts Western Switzerland // HES-SO, HEIG-VD, Yverdon-les-Bains, Switzerland

Email: andrea.corona@quantis-intl.com

Abstract

Within the context of circular economy, plastic proves to be a promising material. Currently, plastic does not achieve full circularity due to leakages in form of both micro- and macroplastics. As the human and environmental effects of these losses remains unknown, there is a high pressure to act quickly. A careful and robust quantification of the loss streams alongside the development of adequate metrics and indicators is needed. To achieve that, Quantis and Environmental Action (EA) along-side stakeholders from the public and private sector propose the Plastic Leak Project (PLP). The PLP will add unique value as it connects the marine litter issue with Life Cycle Assessment. It thus provides a framework that allows for a holistic approach to the plastic leakage that allows to close the tap while avoiding the shift of environmental burdens. The PLP can thus be seen as the compass that leads to a circular plastics economy.

1. Introduction

Plastics are widely used materials, from 1950 their consumption has steadily increased to reach in 2017 a global production of 348 million tonnes of which 64.4 million tonnes in Europe (PlasticsEurope, 2018).

Their combination of low density, durability and other intrinsic material properties makes plastics interesting materials in the view of reducing greenhouse gas (GHG) emission across different industries and in everyday applications (PlasticsEurope, 2009). Moreover, plastic materials can be easily recycled and reprocessed making them a promising material in the context of circular economy (Ellen MacArthur Foundation, 2017).

However, in order to achieve full material circularity, leakages of both micro- and macroplastics must be prevented. Microplastics are generally defined as all fragments of plastic with a diameter below 5mm, while macroplastics are the plastic wastes with a higher diameter (Boucher et al., 2019).

Microplastics are originated from various sources during the life cycle of a plastic product. Major sources of microplastic are: tyre and road pain abrasion (Jan Kole et al., 2017; Penkala et al., 2018), synthetic fibres from textile washing (De Falco et al., 2018), filling and scrubbing compounds used in cosmetics (UNEP, 2015).

On the other side, macropastics are generally originated by mismanaged plastic wastes, which once exposed to the natural environment degradate producing smaller fragments called secondary microplastic (Dris et al., 2015).

As the effects of these losses on human and environmental health have yet to be determined and for now remain mostly unknown (Finkbeiner et al., 2014), there is pressure to act quickly to remove potential risk (Eerkes-Medrano et al., 2015). A careful and robust quantification of loss streams is needed to identify priority areas for meaningful actions. If this step is ignored, mitigation efforts could be focusing on minor leaks or worse, lead to unintended consequences on the environment.

Multiple projects have been conducted on regional and global screening levels to identify hotspots and key areas of action (Jambeck et al., 2015). A major research gap has been identified as these projects collectively lack adequate leakage metrics, robust supporting methodologies and connection to life cycle thinking.

To respond to these identified research gaps, Quantis and Environmental Action (EA) alongside the International Union for Conservation of Nature (IUCN), United Nations Environment Programme (UNEP), the Life Cycle Initiative and the World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) propose the Plastic Leak Project (PLP). The consortium intends to present the current status of the project.

2. Materials and methods

2.1. Goal and project management

The PLP is a collaborative, multi-stakeholder initiative to identify, measure and develop scalable solutions and define effective actions to close the tap on plastic leakage and pollution. Lead by Quantis and EA, it will take an in-depth look at the circular economy of plastics, assess existing knowledge gaps and find, compare and develop relevant solutions using a collaborative approach.

The goal of the PLP is to develop robust methodological guidelines that cover the entire value chains of plastic products. This will enable identifying the scale of losses and major drivers thereof. PLP's contribution is to develop metrics and methodology to forecast and map where leaks occur for products, companies, and countries as well as the magnitude of macro- and micro-plastic leaks. The project aims at:

- Measuring leakage for the circular plastic economy;
- Providing meaningful metrics for products, companies and governments using the Life Cycle Assessment (LCA) approach;
- Evaluating and developing scalable solution towards zero plastic leakage;
- Guiding companies to move towards fact-based actions;
- Creating a global community of leaders committed to solve the plastic leakage problem.

The project participants are organized into four groups: project leaders, advisory committee, strategic committee; project members. Full overview of the project members is shown in Table 1.

Table 1: Organizational chart of the PLP

PLP organization	Company/organization
Project leader	Quantis, Environmental Action (EA)
Strategic committee	Union for Conservation of Nature (IUCN), United Nations Environment Programme (UNEP), Life Cycle Initiative and World Business Council for Sustainable Development (WBCSD)
Advisory committee	Ecoembes, CIRAIG, Systemiq, Forum for Sustainability through Life Cycle Innovation (FSLCI), The MIT Sustainability and Health Initiative for Net Positive Enterprise (SHINE), Joint Research Center (JRC), Stop Microwaste, Carbon Trust, Common Seas, The Italian National Research Council (CNR), Plastic Soup Foundation, INaB - Institut für Nachhaltigkeit im Bauwesen and others.
Founding members and industrial partners	Adidas, Arla, Braskem, Cotton Incorporated, Cyclos, CITEO, Decathlon, The Dow Chemical Company, Eastman, Enel X, European Bioplastics, European Tyre & Rubber Manufacturers' Association, International Wool Textile Organisation, Mars Incorporated, McDonald's Corporation, PlasticsEurope, RadiciGroup, Sympatex Technologies.

The project will run over a one-year period and by its end, in early 2020, will have addressed three key milestones:

1. Methodology Development:

- Develop global methodological guidelines to locate and measure plastic leakage along the life cycle and publish them as an openly available resource;
- Develop a set of sectoral scientific guidelines and industry specific guidance;
- Produce case studies based on a pilot testing phase.

2. Data Development:

- Develop data that can be used in LCA as loss rates and release rates.

3. Thought Leadership:

- Advance the science by communicating widely;
- Create a community comprised of the best scientific experts on plastic leakage, government organizations and industry in order to identify and assess the solutions to tackle plastic leakage.

2.2. *Methodological guidelines*

The global methodological guidelines define general rules about quantifying and including plastic leakage in LCA.

They will help to:

- Quantify the micro- and macro-plastics leakage in the environment;
- Define the most reliable data to use to model the plastic leakage into the environment;
- Define rules to account for plastic leakage in a product or corporate LCA.

They will not account for the impacts on the environment and human health of plastic leakage. The PLP being one of the first project that aims at integrating plastic leakage into LCA, will focus on developing the framework on how to assess plastic leakage and providing the necessary inventory data. This will pave the way for future projects on evaluating the impacts of plastic leakage on environmental and human health.

This document will include guidance on the choice of functional units, inventory of the potential sources of leakage along the key industries considered, default loss rates for the different sources as well as release rates for a set of pathways (e.g. mismanaged waste, littering, road run-off, wastewater treatment plant etc.), link of meta-data required to make the calculations and key sources of data for different regional archetypes.

Finally, there is a need to map the typical supply chain to identify potentially hidden plastic leaks that aren't commonly known (e.g. plastic waste occurring at production sites), thus allowing for the approach to encompass also the indirect components. This will be based on a comprehensive compilation of available literature. Based on these global methodological guidelines, sectoral guidance for some specific sectors (apparel, tyres, packaging) will be developed.

The guidelines will be tested in two case studies applied to industries in the consortium.

2.3. *Data development*

The data the PLP aims to develop can be grouped in 3 main categories:

- 1) Loss rates (losses of microplastics e.g. through the washing machine, tyres abrasion, depending on the activity and type of machine),
- 2) Release rates (plastics leak in oceans considering their pathway and the efficiency of wastewater treatment plants, depending on countries),
- 3) Activity data (plastic waste generation along the supply chain and typical end-of-life/recycling scenarios, depending on countries).

As a first step data will be mined from the literature, databases, etc., and then completed with primary data measured by industry.

3. Results and discussion

Two pilot tests will be conducted, based on companies selected among the project members, from different sectors. One of the case studies will focus on a product in the textile sector and it will be realised in collaboration with Sympatex and Decathlon while the other on corporate assessment carried out with Arla Foods.

The outcome of this pilot phase will be essential to test the guidance, and present results. The identification of possible solutions to plastic leakages require a proper understanding of the leakage sources and pathways and will enable identification of hotspots and key area interventions to close the plastic tap. Figure 1 presents an example of the type of outcome generated by the application of the developed guidelines.

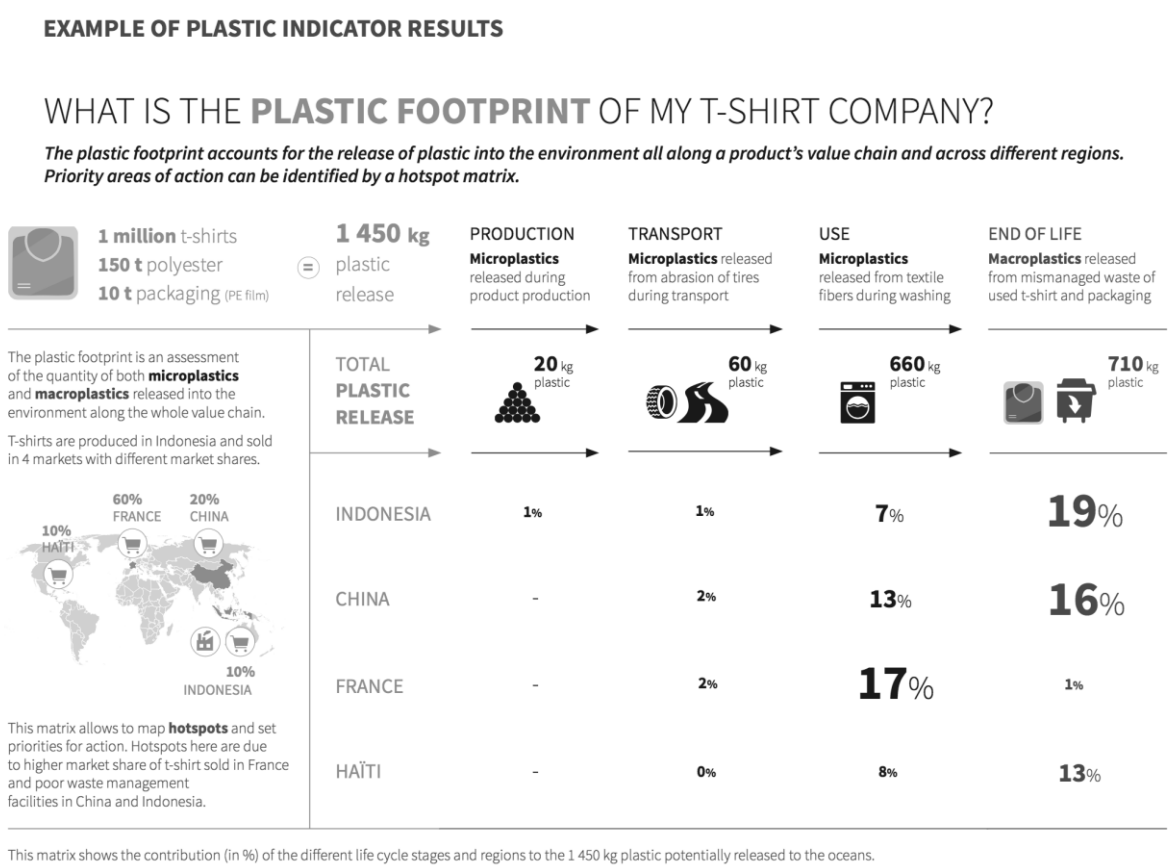


Figure 1: Mock-up of potential results from a sectorial case study.

4. Conclusions

The PLP project defines methodological guidelines to quantify plastic leakage as a global reference, supported by recognized experts and top international organizations. It will add unique value as it connects the marine litter issue with LCA.

PLP provides a framework that allows for a holistic approach to the plastic leakages to close the tap while avoiding shifts of environmental burdens, thus defining meaningful metrics for products, companies, governments and the world as an openly available methodology. The stakeholders will benefit of information and data that will help them to evaluate and develop solutions to close/reduce plastic leakage.

The PLP can thus be seen as the compass that leads to a circular plastics economy.

5. References

- Boucher, J., Faure, F., Pompini, O., Plummer, Z., Wieser, O., Felipe de Alencastro, L., 2019. (Micro) plastic fluxes and stocks in Lake Geneva basin. *TrAC - Trends Anal. Chem.* 112, 66–74. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.11.037>
- De Falco, F., Gullo, M.P., Gentile, G., Di Pace, E., Cocca, M., Gelabert, L., Brouta-Agnés, M., Rovira, A., Escudero, R., Villalba, R., Mossotti, R., Montarsolo, A., Gavignano, S., Tonin, C., Avella, M., 2018. Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. *Environ. Pollut.* 236, 916–925. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.057>
- Dris, R., Tassin, B., Gasperi, J., Sanchez, W., Laforsch, C., Galgani, F., Imhof, H., 2015. Beyond the ocean: contamination of freshwater ecosystems with (micro-)plastic particles. *Environ. Chem.* 12, 539. <https://doi.org/10.1071/en14172>
- Eerkes-Medrano, D., Thompson, R.C., Aldridge, D.C., 2015. Microplastics in freshwater systems: A review of the emerging threats, identification of knowledge gaps and prioritisation of research needs. *Water Res.* 75, 63–82. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.02.012>
- Ellen MacArthur Foundation, 2017. The New Plastics Economy: Rethinking the Future of Plastics & Catalysing Action. Ellen MacArthur Found. 68. <https://doi.org/10.1103/Physrevb.74.035409>
- Finkbeiner, M., Ackermann, R., Bach, V., Berger, M., Brankatschk, G., Chang, Y.-J., Grinberg, M., Lehmann, A., Martínez-Blanco, J., Minkov, N., Neugebauer, S., Scheumann, R., Schneider, L., Wolf, K., 2014. Challenges in Life Cycle Assessment: An Overview of Current Gaps and Research Needs, in: Klöpffer, W. (Ed.), *Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment*. Berlin, Germany, p. 271. <https://doi.org/10.1007/978-94-017-8697-3>
- Jambeck, J.R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T.R., Perryman, M., Andrady, A., Narayan, R., Law, K.L., 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* (80-.). 347, 768–771. <https://doi.org/10.1126/science.1260352>
- Jan Kole, P., Löhr, A.J., Van Belleghem, F.G.A.J., Ragas, A.M.J., 2017. Wear and tear of tyres: A stealthy source of microplastics in the environment. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14. <https://doi.org/10.3390/ijerph14101265>
- Penkała, M., Ogrodnik, P., Rogula-Kozłowska, W., 2018. Particulate Matter from the Road Surface Abrasion as a Problem of Non-Exhaust Emission Control. *Environments* 5, 9. <https://doi.org/10.3390/environments5010009>
- PlasticsEurope, 2018. *Plastics – the Facts*.
- PlasticsEurope, 2009. *Plastics: Too valuable to be thrown away Recovery, recycling and resource conservation*.
- UNEP, 2015. *Plastic in cosmetics: Are we polluting the environment through our personal care ?*, The Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-based Activities (GPA). Amsterdam, The Netherlands.

ESPERIENZE E CASI STUDIO NEL SETTORE AGRO-ALIMENTARE

Carne coltivata in laboratorio e *climate change*: un'analisi critica

Pasqua L'Abbate^{1,2}, Antonio Zuurro³

¹Department of Civil, Environmental, Building Engineering and Chemistry, Polytechnic University of Bari, 4, Orabona Street, Bari, 70125, Italy

²Senato della Repubblica, Rome, 00100, Italy

³Department of Chemical Engineering, Materials and Environment, La Sapienza University, Via Eudossiana 18, Roma, 00184, Italy

Email: pasqua.labbate@senato.it

Abstract

Il contenimento dell'emissione di gas serra (GHG) è presentato come uno dei maggiori vantaggi potenziali della carne "coltivata" rispetto a quella ottenuta dal convenzionale "allevamento". I confronti con carne bovina sono in genere enfatizzati, in quanto si tratta di un prodotto alimentare ad alta emissione di GHG. La produzione in vitro della carne ha un'incidenza minore sul riscaldamento globale rispetto a quella da bestiame, ma a livelli di produzione intensiva il gap si riduce fortemente: le emissioni di CH₄ non si accumulano, a differenza della CO₂. Se i benefici etici del benessere degli animali e la sicurezza alimentare globale sono più evidenti, il ridotto impatto ambientale della "labricoltura" dipenderà dai sistemi di produzione specifici e dalla disponibilità di energia decarbonizzata. Il presente lavoro si propone di esaminare in maniera critica l'impatto ambientale della produzione di carne in laboratorio relativamente a quello della produzione da bovini e di fornire spunti utili a valutarne la sostenibilità.

1. Introduzione

La carne coltivata in fabbriche o *carneries* (McLeod, 2011) non è ancora commercialmente disponibile, ma molti ricercatori hanno suggerito che è possibile produrla in vitro (Edelman et al., 2005; Langelaan et al., 2010; Post, 2012). L'innovazione sta progredendo rapidamente, con due brevetti statunitensi per la produzione commerciale che sono già stati concessi (van Eelen, 2007; Vein, 2004) e diverse startup che hanno espresso interesse nello sviluppo del settore della carne coltivata (Jones, 2010; McDermott, 2012).

Un confronto ampiamente citato tra i gas a effetto serra (GHG) emessi dalla carne prodotta in laboratorio e da quella di bovini allevati suggerisce che i benefici della riduzione del metano prodotto dai bovini (Tuomisto and Teixeira de Mattos, 2011; Post, 2012) potrebbero a lungo termine essere superati dall'aumento dei livelli di CO₂ scaturiti dai processi utilizzati per la produzione di carne in laboratorio (Reisinger and Clark, 2018).

Anche se si è tuttora lontani da una commercializzazione su larga scala, la produzione di carne in laboratorio sta progredendo rapidamente, sia in termini di R&S che di chiarezza normativa. La "labricoltura", intesa come la produzione di carne in laboratorio con tecniche di coltura cellulare, ha attratto l'attenzione di consumatori e imprenditori, per la sua promessa di offrire carne di qualità e da degustazione senza passare per l'allevamento e la macellazione del bestiame, attività che presentano un forte impatto ambientale.

Sebbene non costituisca uno dei driver principali, la preoccupazione ambientale associata all'allevamento tradizionale o intensivo che genera emissioni di gas climalteranti ad oggi responsabili di circa un quarto dell'attuale riscaldamento globale, è una forte leva per indirizzare i consumatori verso la carne coltivata in laboratorio.

In realtà, solo alcune proiezioni suggeriscono che l'adozione di particolari forme di carne coltivata potrebbero effettivamente avere effetti positivi sul clima. Altri studi conducono a considerare che si potrebbero avere temperature globali più elevate nel lungo periodo. In definitiva, attualmente le metodologie per l'ottenimento di carne coltivata in laboratorio non offrono indicazioni concrete e chiare da poter ritenere questa tecnologia sicuramente idonea a ridurre l'impatto ambientale di questa filiera produttiva (Astiaso et al., 2019).

La labricoltura sostenibile dipenderà, dunque, da una transizione su larga scala verso un sistema energetico decarbonizzato e dall'uso di tecnologie di accrescimento colturale più mature. L'obiettivo del presente lavoro è quello di esaminare in maniera critica l'impatto ambientale della produzione di carne in laboratorio relativamente a quello della produzione da bovini. Tale confronto può fornire utili spunti per valutare la sostenibilità di questa nuova tecnologia, anche in relazione all'attuale transizione a livello mondiale verso politiche energetiche rinnovabili e di tipo green (Rivera-Ferre et al., 2016).

2. Produzione di carne in vitro e risultati di LCA esistenti

Poiché gli studi di LCA disponibili relativamente alla carne coltivata in laboratorio sono piuttosto esigui e incompleti, si è ritenuto discutere criticamente lo studio più completo (Mattick et al., 2015b) in alcuni suoi risultati e conclusioni.

L'indagine valuta l'utilizzo di energia, il potenziale di riscaldamento globale (GWP) e l'uso del suolo associato alla coltivazione di carne in vitro, effettuando una comparazione con un altro campione di carne coltivata in vitro in modalità differente (Tuomisto and Teixeira de Mattos, 2011) e con carne prodotta con consueta produzione di carne da allevamento, quale manzo, maiale e pollame.

La formazione del tessuto muscolare portante per la carne coltivata è un processo a più fasi che inizia con l'isolamento delle cellule miosatellite da un campione di tessuto animale donatore. Ogni fase è modellata come una coltura di sospensione a partita singola che ha luogo all'interno di un bioreattore agitato.

L'Unità funzionale è 1 kg di prodotto, l'LCA è del tipo "cradle to gate". Il software impiegato è il SimaPro 7.3, mentre i metodi utilizzati per la valutazione dell'impatto ambientale sono: il *Cumulative Energy Demand* (CED), il CML2001, e l'impronta ecologica.

Il consumo di energia a livello industriale e il GWP (*global warming potential*) sono tripli nella produzione di carne in vitro dello studio di LCA Tuomisto and Teixeira de Mattos (2011), rispetto al lavoro di Mattick et al. (2015).

Ciò è dovuto al miglioramento dell'analisi LCA, nello specifico all'inclusione di altri processi nello studio, come ad esempio la fase di pulizia del bioreattore e l'energia utilizzata per i supporti di accrescimento, utili nelle varie fasi di produzione a livello industriale della biomassa in vitro. Nel confronto invece con la carne allevata in modalità tradizionale, il GWP ha un valore superiore alla produzione di carne di maiale o di pollame, ma inferiore nel caso del manzo, per via delle emissioni di metano.

In definitiva, il punto critico risulta essere la produzione di supporti di base, ossia i mezzi di coltura che contengono aminoacidi prodotti sinteticamente in una serie di passaggi che iniziano con la produzione di mais, seguono con la macinazione, la saccarificazione dell'amido di mais a glucosio, e si concludono con la fermentazione del glucosio stesso.

Notiamo come la produzione di biomassa in vitro abbia un'impronta ecologica inferiore a quella da bestiame, sebbene colpisca che l'uso del suolo sia maggiore di circa 20 volte rispetto ai primi studi di LCA, in quanto vi è l'uso di una diversa materia prima e di ulteriori input di coltura (come l'idrolizzato di soia).

3. Confronto fra tipologie di emissione di gas serra

Le attuali stime sui benefici ambientali della produzione di carne in laboratorio rispetto agli allevamenti sono basate su impronte equivalenti di anidride carbonica, sebbene non tutti i gas serra hanno medesima influenza sul riscaldamento globale (Pierrehumbert, 2014), né persistenza in atmosfera.

Gli allevamenti di bovini producono molte emissioni di gas serra, perché questi animali producono una grande quantità di metano dalla fermentazione nell'intestino (International Energy Agency, 2017).

Tuttavia, se da un lato è vero che il metano è uno dei principali gas serra, dall'altro il modo in cui generalmente si descrivono le sue emissioni come "biossido di carbonio equivalente" può essere fuorviante perché i due gas sono tra loro diversi. A pari quantità emessa, il metano ha un'incidenza immediata ma rimane in atmosfera per circa 12 anni (Myhre et al., 2013) mentre il biossido di carbonio persiste e si accumula per millenni (Archer and Brovkin, 2008).

L'impatto del metano sul riscaldamento a lungo termine non è quindi di tipo "cumulativo", come lo è al contrario l'impatto dell'anidride carbonica.

Per confrontare i potenziali impatti climatici delle carni bovine allevate in laboratorio e dei bovini da carne, si sono esaminati i dati disponibili sulle emissioni associate a tre attuali metodi di allevamento (Pierrehumbert and Eshel, 2015) e quattro possibili metodi di coltura della carne (Pelletier et al., 2010), supponendo che i sistemi energetici attuali rimangano invariati (Stephens et al., 2018). Successivamente si è modellato il potenziale impatto della temperatura di ciascun metodo di produzione nei prossimi 1000 anni.

I modelli previsionali hanno messo in luce che mentre il bestiame ha inizialmente un maggiore effetto riscaldante dovuto proprio al consistente rilascio di metano, in alcuni casi la produzione di carne cresciuta in laboratorio può portare a un riscaldamento maggiore nel lungo periodo (Lynch, 2019).

Se supponiamo quindi di voler eliminare il consumo di carne interamente, il riscaldamento dovuto all'anidride carbonica continuerebbe, mentre quello da metano cesserebbe dopo alcuni decenni (Smetana et al., 2015).

È questo un punto fondamentale per la corretta ponderazione dei fenomeni in gioco e l'adozione di adeguate politiche di indirizzo: mentre la riduzione delle emissioni di metano sarebbe buona e, di conseguenza, una parte importante delle nostre politiche climatiche, se sostituissimo semplicemente le emissioni di metano con le emissioni di anidride carbonica potremmo effettivamente avere conseguenze dannose a lungo termine (Pierrehumbert, 2014).

In sintesi, la filiera della coltivazione della carne sia in laboratorio che con il tradizionale allevamento del bestiame, mostra varie sfaccettature, processi complessi, una serie di input e di output con impatti tra loro collegati (de Vries et al., 2015). È necessaria, quindi, un'attenta analisi per apprezzare appieno il loro effetto sull'ambiente. Il reale impatto sul clima della produzione di carne coltivata dipenderà nel futuro sicuramente dal mix energetico, dalla quantità di energia rinnovabile e dall'eco-efficienza dei processi di accrescimento cellulare disponibili (Rivera-Ferre et al., 2016).

4. Analisi integrata dell'impatto ambientale

Sebbene la mancanza di una tecnologia matura è stata individuata come un potenziale punto di debolezza della carne prodotta in laboratorio, gli studi condotti non ignorano affatto le potenziali ricadute benefiche che la stessa potrebbe avere in termini ambientali. Tuttavia, va sottolineata ancora una volta la necessità di continuare ed ampliare la ricerca sulla labricoltura, ponendo particolare attenzione allo sviluppo di metodologie per produrre carne coltivata nella maniera più sostenibile possibile.

Un'attenta analisi all'intero fenomeno, ci permette di individuare tre possibili serie di vantaggi ambientali: minori emissioni di GHG attraverso un minore consumo di energia o variando il mix energetico, un minore consumo di acqua e un minor utilizzo di risorse naturali (necessarie invece per l'allevamento tradizionale), come materie prime per la zootecnia e le terre destinate ai pascoli e quindi non disponibili per colture agricole (Cederberg et al., 2009).

Va notato come questi vantaggi siano tra loro intimamente correlati, il che rende la modellazione molto complessa. Infatti, ad un minor impiego del suolo, a seconda dell'uso alternativo a cui sarà destinato il terreno (Cederberg et al., 2011), corrisponderanno sia una

riduzione delle emissioni di CO₂ (Poore and Nemecek, 2018) che un contestuale aumento della CO₂ sequestrata (Conant et al., 2017). E ancora, un minor consumo di acqua porterà ad una minore richiesta globale di acqua potabile, che inciderà a sua volta su una minore necessità di impianti di desalinizzazione, i quali sono notoriamente energivori.

Possiamo constatare quindi, che a questo livello di maturazione delle tecnologie, non è realistico fare previsioni su ciò che la produzione di “carne in laboratorio” comporterà su larga scala, anche in termini di produzione di energia (Mattick et al., 2015b); mentre è sicuramente corretto, tener conto del basso valore di utilizzo del terreno poiché la produzione di carne in laboratorio utilizza solo l'1% del terreno richiesto dal bestiame e la terra liberata potrebbe essere utilizzata per la produzione di energia pulita o il sequestro del carbonio con la fotosintesi clorofilliana. In altri termini, liberando così tanto suolo, la produzione di carne in laboratorio potrebbe avere globalmente un impatto netto decisamente positivo (Rodríguez-Ortega et al., 2014).

5. L'ecosostenibilità del settore quale fattore chiave di crescita

Dopo aver visionato i risultati dello strumento LCA e dei diversi modelli di produzione di carne (Adewale et al., 2018), la predisposizione di giuste politiche e di buone pratiche per la risoluzione dei vincoli ambientali potrebbe rivelarsi la chiave fondamentale per ottenere l'accettazione della carne coltivata in laboratorio da parte dei consumatori.

Di contro, può ipotizzarsi che per i consumatori eventuali effetti ambientali negativi metteranno facilmente in ombra altri potenziali benefici sociali e personali. Analizzando il “marketing agro-alimentare”, si evidenzia come il gruppo di riferimento per la carne coltivata in laboratorio non sarà disposto a scendere a compromessi rispetto alla sostenibilità. In altri termini, i comprovati benefici ambientali della carne coltivata rispetto alla produzione di carne convenzionale sono cruciali, poiché da un lato costituiscono una promessa e un'aspettativa chiave in termini di benefici per la società, e dall'altro rappresentano la problematica che alimenta spontaneamente i dubbi tra i consumatori.

Quando si confrontano le carni allevate in fattoria con le opzioni sviluppate dall'innovazione di laboratorio, i consumatori non percepiscono quasi alcun beneficio personale (ad esempio, in termini di gusto, nutrizione, salute), a causa della mancanza di esperienza diretta con il prodotto da coltura cellulare. Pertanto, i benefici per la società sono cruciali per l'accettazione futura e, tra tali vantaggi, è giusto evidenziare i benefici etici del benessere degli animali, la sicurezza alimentare globale e la riduzione dell'impatto ambientale. Se circa i primi due siamo sostanzialmente certi della loro veridicità, forti dubbi insistono ancora sull'ultimo (Bryant and Barnett, 2018).

A tal fine, studi LCA (sia ambientale che sociale) della produzione di carne in laboratorio nel passaggio di scala verso una produzione industriale, con particolare attenzione al mix energetico, saranno fondamentali per i policy maker e per le aziende (Tuomisto and Teixeira de Mattos, 2011) e, di conseguenza, per il raggiungimento di un consenso scientifico sugli impatti ambientali e appunto sociali dei sistemi alternativi di produzione di carne (Hocquette, 2016).

6. Conclusioni

Un numero consistente di ricercatori sostiene che la carne coltivata in laboratorio sia un'ottima tecnologia e che il suo ingresso nel mercato contribuirà alla contrazione dell'impatto ambientale del settore delle proteine di origine animale; rappresenterà una soluzione al problema della fame globale, promuoverà la salute umana eliminando gli effetti nocivi dei grassi saturi e dei patogeni, alleviando allo stesso tempo le preoccupazioni etiche associate alle operazioni di allevamento intensivo (Bartholet, 2011). Sebbene alcune di queste affermazioni potrebbero dimostrarsi corrette, attualmente non vi sono chiare prove scientifiche di supporto.

I risultati suggeriscono che la coltivazione di biomassa in vitro potrebbe richiedere quantità minori di input agricoli e terra rispetto al bestiame; tuttavia, questi benefici sono accompagnati da un elevato consumo di energia utile per sostituire le funzioni biologiche come la digestione, la circolazione dei nutrienti negli equivalenti processi industriali. I pochi studi di LCA mostrano che differenti impianti di produzione della carne coltivata in vitro possono portare a risultati fortemente divergenti sul calcolo degli impatti ambientali potenziali ad essi associati (Mattick et al., 2015a). Tutti questi fattori, utili alla calibrazione mirata della tecnologia, senza produzioni “industriali” in esercizio, lasciano scenari largamente ipotetici, data l’elevata incertezza dei dati.

Essendo ancora distanti diversi anni dalla produzione su vasta scala della carne coltivata in laboratorio (Stephens et al., 2018), è tempo che questa nuova industria investa nello sviluppo delle tecnologie e che la politica si faccia trovare pronta nel normare adeguatamente il nuovo comparto industriale.

Il settore della carne coltivata in laboratorio è un sistema controllato che offre ampie opportunità di ulteriore ottimizzazione economica, sia finanziaria che legata alle risorse. Con il progresso delle biotecnologie e dell’energia pulita, la produzione di carne coltivata diventerà sempre più efficiente e sarà quindi in grado di contribuire alla risoluzione di molte delle problematiche emergenti (Mattick et al., 2015b). Al contrario, nel medesimo periodo di riferimento, il guadagno di efficienza nella produzione di carne convenzionale è stato marginale poiché è biologicamente limitato, specialmente nei ruminanti (Clune et al., 2017). Una maggiore versatilità della produzione di carne coltivata rispetto alla carne convenzionale può essere tradotta, ad esempio, in impianti di produzione di carne in coltura con fonti di energia carbon-neutral (Rivera-Ferre et al., 2016). Abbiamo verificato come ciò sia già stato fatto con successo da aziende di “carne di origine vegetale”, con impianti di produzione ubicati nelle valli dei principali bacini idrici, potendo così contare su una potenza integralmente proveniente dall’energia idroelettrica.

In definitiva è estremamente importante considerare anche altri benefici della produzione di carne coltivata rispetto alla produzione convenzionale, tra cui l’eliminazione dell’uso di antibiotici per la produzione di cibo, l’eliminazione delle zoonosi ottenuta riducendo l’intensità dell’allevamento, la risoluzione delle questioni etiche (Schaefer and Savulescu, 2014) e morali associate all’allevamento del bestiame che saranno in futuro, sottoposte ad un controllo sempre crescente da parte dei consumatori (Metcalf, 2013). Infine, le valutazioni future dovranno considerare fattori come il fabbisogno idrico e gli impatti di tipo economico e sociale (Mattick et al., 2015c).

In quest’ottica, dove molti dei dati sull’implementazione su scala industriale non sono ancora disponibili (Mackenzie et al., 2017), il presente lavoro sottolinea come i primi studi di LCA sin qui prodotti siano da un lato molto utili per enfatizzare le aree in cui la tecnologia deve svilupparsi, ma dall’altro deboli in assenza di una pratica industriale consolidata. Indipendentemente dal risultato del LCA in sé, ossia se sia favorevole o critico verso la carne coltivata rispetto a quella da allevamenti tradizionali, sono necessari studi futuri per valutare indicatori economici, ambientali e sociali di sostenibilità che possano essere di supporto al policy maker per lo sviluppo di politiche di settore.

7. Bibliografia

- Adewale, C., Reganold, J. P., Higgins, S., Evans, R. D., and Carpenter-Boggs, L. (2018). Improving carbon footprinting of agricultural systems: boundaries, tiers, and organic farming. *Environ. Impact Assess. Rev.* 71, 41–48. doi: 10.1016/j.eiar.2018.04.004
- Archer, D., and Brovkin, V. (2008). The millennial atmospheric lifetime of anthropogenic CO₂. *Clim. Change* 90, 283–297. doi: 10.1007/s10584-008-9413-1
- Astiaso Garcia, D., Amori, M., Giovanardi, F., Piras, G., Groppi, D., Cumo, F., de Santoli, L. An identification and a prioritisation of geographic and temporal data gaps of Mediterranean marine databases. (2019) *Science of the Total Environment*, 668, pp. 531-546.
- Bartholet, J. (2011). Inside the meat lab. *Scientific American*, 64–69. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22073791>
- Bryant, C., and Barnett, J. (2018). Consumer acceptance of cultured meat: a systematic review. *Meat Sci.* 143, 8–17. doi: 10.1016/j.meatsci.2018.04.008
- Cederberg, C., Meyer, D., and Flysjö, A. (2009). Life Cycle Inventory of Greenhouse Gas Emissions and Use of Land and Energy in Brazilian Beef Production. Technical Report Göteborg. Sweden SIK. Report no 792.
- Cederberg, C., Persson, U. M., Neovius, K., Molander, S., and Clift, R. (2011). Including carbon emissions from deforestation in the carbon footprint of Brazilian beef. *Environ. Sci. Technol.* 45, 1773–1779. doi: 10.1021/es103240z
- Clune, S., Crossin, E., and Verghese, K. (2017). Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. *J. Clean. Prod.* 140, 766–783. doi: 10.1016/j.jclepro.2016.04.082
- Conant, R. T., Cerri, C. E., Osborne, B. B., and Paustian, K. (2017). Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. *Ecol. Appl.* 27, 662–668. doi: 10.1002/eap.1473
- de Vries, M., van Middelaar, C. E., and de Boer, I. J. M. (2015). Comparing environmental impacts of beef production systems: a review of life cycle assessments. *Livest. Sci.* 178, 279–288. doi: 10.1016/j.livsci.2015.06.020
- Edelman, P. D., McFarland, D. C., Mironov, V. A., & Matheny, J. G. (2005). In vitro-cultured meat production. *Tissue Engineering*, 11(5/6), 659–662.
- Garnett, T. (2013). Food sustainability: problems, perspectives and solutions. *Proc. Nutr. Soc.* 72, 29–39. doi: 10.1017/S0029665112002947
- Hocquette, J.-F. (2016). Is in vitro meat the solution for the future? *Meat Sci.* 120, 167–176. doi: 10.1016/j.meatsci.2016.04.036
- International Energy Agency (2017). *World Energy Balances*, 2017.
- Jones, N. (2010). Food: A taste of things to come? *Nature*, 468(7325), 752–3. doi:10.1038/468752a
- Langelaan, M. L. P., Boonen, K. J. M., Polak, R. B., Baaijens, F. P. T., Post, M. J., & van der Schaft, D. W. J. (2010). Meet the new meat: Tissue engineered skeletal muscle. *Trends in Food Science & Technology*, 21(2), 59–66. doi:10.1016/j.tifs.2009.11.001
- Lynch, J. (2019). Availability of disaggregated greenhouse gas emissions from beef cattle production: A systematic review. *Environ. Impact Assess. Rev.* 76, 69–78. doi: 10.1016/j.eiar.2019.02.003
- Mackenzie, S. G., Leinonen, I., and Kyriazakis, I. (2017). The need for co-product allocation in the life cycle assessment of agricultural systems—is “biophysical” allocation progress? *Int. J. Life Cycle Assess.* 22, 128–137. doi: 10.1007/s11367-016-1161-2
- Mattick, C. S., Landis, A. E., and Allenby, B. R. (2015a). A case for systemic environmental analysis of cultured meat. *J. Integr. Agric.* 14, 249–254. doi: 10.1016/S2095-3119(14)60885-6
- Mattick, C. S., Landis, A. E., Allenby, B. R., and Genovese, N. J. (2015b). Anticipatory life cycle analysis of in vitro biomass cultivation for cultured meat production in the United States. *Environ. Sci. Technol.* 49, 11941–11949. doi: 10.1021/acs.est.5b01614
- Mattick, C. S., Wetmore, J. M., and Allenby, B. R. (2015c). An anticipatory social assessment of factory-grown meat. *IEEE Technol. Soc. Mag.* 34, 56–64. doi: 10.1109/MTS.2015.2395967
- McDermott, J. (2012, November 1). A pork chop to change the world (yes, really). Inc.

- McLeod, H. (2011). South Carolina scientist works to grow meat in lab. Reuters
- Metcalf, J. (2013). Meet shmeat: food system ethics, biotechnology and re-worlding technoscience. *Parallax* 19, 74–87. doi: 10.1080/13534645.2013.743294
- Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestad, J., Huang, D., et al. (2013). “Anthropogenic and natural radiative forcing,” in *Climate Change (2013): The Physical Science Basis. Contribution of Working Group 1 to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, eds T. F. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, et al (Cambridge; New York, NY: Cambridge University Press).
- Pelletier, N., Pirog, R., and Rasmussen, R. (2010). Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agric. Syst.* 103, 380–389. doi: 10.1016/j.agsy.2010.03.009
- Pierrehumbert, R. T. (2014). Short-lived climate pollution. *Annu. Rev. Earth Planet. Sci.* 42, 341–379. doi: 10.1146/annurev-earth-060313-054843
- Pierrehumbert, R. T., and Eshel, G. (2015). Climate impact of beef: an analysis considering multiple time scales and production methods without use of global warming potentials. *Environ. Res. Lett.* 10:085002. doi: 10.1088/1748-9326/10/8/085002
- Poore, J., and Nemecek, T. (2018). Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science* 360, 987–992. doi: 10.1126/science.aaq0216
- Post, M. J. (2012). Cultured meat from stem cells: challenges and prospects. *Meat Sci.* 92, 297–301. doi: 10.1016/j.meatsci.2012.04.008
- Reisinger, A., and Clark, H. (2018). How much do direct livestock emissions actually contribute to global warming? *Glob. Chang. Biol.* 24, 1749–1761. doi: 10.1111/gcb.13975
- Rivera-Ferre, M. G., López-i-Gelats, F., Howden, M., Smith, P., Morton, J. F., and Herrero, M. (2016). Re-framing the climate change debate in the livestock sector: mitigation and adaptation options. *Wiley Interdiscip. Rev. Clim. Change* 7, 869–892. doi: 10.1002/wcc.421
- Rodríguez-Ortega, T., Oteros-Rozas, E., Ripoll-Bosch, R., Tichit, M., Martín-López, B., and Bernués, A. (2014). Applying the ecosystem services framework to pasture-based livestock farming systems in Europe. *Animal* 8, 1361–1372. doi: 10.1017/S1751731114000421
- Schaefer, G. O., and Savulescu, J. (2014). The ethics of producing in vitro meat. *J. Appl. Philos.* 31, 188–202. doi: 10.1111/japp.12056
- Smetana, S., Mathys, A., Knoch, A., and Heinz, V. (2015). Meat alternatives: life cycle assessment of most known meat substitutes. *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 1254–1267. doi: 10.1007/s11367-015-0931-6
- Stephens, D. N., Dunsford, I., Lucy Di, S., Ellis, D. M., Glencross, A., and Sexton, D. A. (2018). Bringing cultured meat to market: technical, socio-political, and regulatory challenges in cellular agriculture. *Trends Food Sci. Technol.* 78, 155–166. doi: 10.1016/j.tifs.2018.04.010
- Tuomisto, H. L., and Teixeira de Mattos, M. J. (2011). Environmental impacts of cultured meat production. *Environ. Sci. Technol.* 45, 6117–6123. doi: 10.1021/es200130u
- Van Eelen, W. F. (2007, September 18). Industrial production of meat using cell culture methods. US Patent 7,270,829. Washington, D.C., US: U.S. Patent and Trademark Office.
- Vein, J. (2004, December 28). Method for producing tissue engineered meat for consumption. US Patent 6,835,390. US.

Il metodo PEFMED a supporto dell'eco-innovazione nel settore agroalimentare mediterraneo: il caso del Taleggio DOP

Valentina Fantin¹, Sara Cortesi¹, Cristian Chiavetta¹, Caterina Rinaldi¹, Simona Scalbi¹

¹ENEA – Agenzia Nazionale per le Nuove Tecnologie, l'Energia e lo Sviluppo Economico Sostenibile, Laboratorio Valorizzazione delle Risorse nei Sistemi Produttivi e Territoriali (SSPT-USER-RISE)
Email: valentina.fantin@enea.it

Abstract

Il settore agroalimentare è un settore prioritario nel tessuto produttivo mediterraneo ma produce anche impatti ambientali significativi. Il progetto PEFMED, finanziato dal Programma Interreg MED e coordinato da ENEA, ha l'obiettivo di ridurre l'impronta ambientale e gli impatti sociali del settore agroalimentare mediterraneo con l'implementazione di processi di eco-innovazione che coinvolgano l'intera filiera. Nel corso del progetto è stato quindi sviluppato il "metodo PEFMED" che integra l'applicazione della metodologia PEF (Product Environmental Footprint), definita dalla Commissione Europea, con l'uso di un set di indicatori socio-economici e la collaborazione di un team di lavoro multidisciplinare. Il metodo PEFMED è stato testato in nove filiere agroalimentari della regione mediterranea e su sei categorie di prodotto. Viene qui presentata l'esperienza fatta in Italia con il formaggio Taleggio DOP prodotto in Lombardia.

1. Introduzione

Il settore agroalimentare è un settore prioritario nel tessuto produttivo mediterraneo, per l'importanza economica, sociale e culturale che riveste. Tuttavia, produce anche impatti ambientali significativi, a causa dell'elevato uso di risorse e delle emissioni associate al ciclo di vita dei prodotti agroalimentari.

Si rende perciò necessaria una transizione verso un sistema agroalimentare sostenibile, che coinvolga tutti gli attori della filiera e che includa quindi al proprio interno la produzione e il consumo di prodotti alimentari sostenibili e di cibo sano e sicuro, oltre alla creazione di un'industria alimentare che garantisca crescita economica e occupazione (Commissione Europea, 2014).

Il metodo Product Environmental Footprint (PEF), pubblicato nel 2013 dalla Commissione Europea (European Commission 2013a), può efficacemente supportare questa transizione, in quanto definisce una metodologia comune per la valutazione dell'impronta ambientale dei prodotti nel loro ciclo di vita, con l'obiettivo di individuare le maggiori criticità ambientali e supportare sia la produzione di prodotti a basso impatto ambientale nel mercato europeo sia la competitività delle aziende (European Commission, 2013b).

In questo contesto è nato il progetto europeo "PEFMED – Uptake of the Product Environmental Footprint across the MED agrofood regional productive systems to enhance innovation and market value" (pefmed.interreg-med.eu), finanziato dal Programma Interreg Mediterranean e coordinato da ENEA, che si concluderà a luglio 2019. Il progetto PEFMED si è posto tre principali obiettivi:

- Promuovere interventi di eco-innovazione di sistema per aumentare la sostenibilità delle filiere agroalimentari mediterranee, fornendo strumenti, metodi e casi applicativi, in particolare con lo sviluppo e la fase pilota del "metodo PEFMED", che integra l'applicazione del metodo PEF con un insieme di indicatori socio-economici.
- Guidare un cambiamento culturale dal modello di produzione tradizionale verso un approccio orientato alla PEF, attraverso azioni di formazione, trasferimento e disseminazione, basate sui risultati della fase pilota del progetto. Un ruolo determinante è stato svolto dalle federazioni agroalimentari partner del progetto, come ad esempio Federalimentare in Italia, per il coinvolgimento delle imprese e il supporto in tutta l'attività pilota.

- Supportare gli obiettivi delle Smart Specialization Strategies (S3) delle regioni del Mediterraneo coinvolte nel progetto per quanto riguarda il settore agroalimentare. I referenti delle S3 delle nove regioni pilota sono stati coinvolti attivamente in tutte le fasi del progetto e nello sviluppo di tabelle di marcia nazionali per promuovere l'applicazione della PEF al settore.

2. Il metodo PEFMED

Il metodo PEFMED si basa sull'applicazione della PEF associata ad un set di indicatori socio-economici (SE-KPIs) e ha come obiettivo finale la definizione di un Sustainable Business Plan, volto a ridurre gli impatti sia ambientali che socio-economici del prodotto analizzato e della sua filiera e a valorizzarne i potenziali aspetti positivi ancora non completamente sfruttati. Questo obiettivo è perseguito per mezzo di un team di lavoro che coinvolge differenti competenze: oltre ai referenti dell'azienda e della filiera coinvolti, collaborano esperti ambientali e di aspetti socio-economici, del settore in analisi e di sviluppo di *business plan*. Individuati gli attori da coinvolgere nel team di lavoro, si seleziona il prodotto di riferimento da analizzare e se ne valutano le prestazioni ambientali e socio-economiche con il metodo PEF e con lo strumento SE-KPIs. Gli indicatori socio-economici, sia qualitativi che quantitativi, sono orientati sia alla filiera che al territorio, interessano diversi stakeholder e valutano le seguenti categorie di impatto: Diritti umani, Condizioni di lavoro, Salute e Sicurezza, Patrimonio culturale, Governance e Ripercussioni socio-economiche. Una volta identificati gli hotspot ambientali del ciclo di vita del prodotto e le principali aree di intervento sul piano socio-economico, vengono coinvolti esperti del settore per identificare soluzioni tecnologiche e gestionali potenzialmente efficaci per migliorare l'impronta ambientale e socio-economica lungo la filiera, con un'attenzione anche al territorio e ad aspetti sia interni che esterni all'azienda, in un'ottica di miglioramento continuo. Grazie al supporto dei cluster territoriali e dei referenti regionali delle S3, queste soluzioni sono analizzate in relazione agli strumenti di politica locale esistenti e a quelli economici disponibili a livello regionale e nazionale, tenendo conto anche degli aspetti potenzialmente positivi identificati dall'analisi ma ancora non valorizzati dall'azienda e dalla sua filiera. Una volta raccolti tutti questi elementi, gli esperti di *business plan* organizzano un incontro con l'azienda, chiamato Business Transition Workshop, a cui partecipano anche gli esperti ambientali e di settore, in cui le soluzioni individuate sono discusse in base alle specificità dell'azienda e agli obiettivi che si vogliono raggiungere. Infine, è predisposto un Sustainable Business Plan in cui si descrivono le effettive strategie di eco-innovazione e di marketing che l'azienda può percorrere.

Il metodo PEFMED è stato testato in nove filiere della regione mediterranea e su sei categorie di prodotto: olio d'oliva in Francia e Spagna, vino in Italia, formaggio in Italia, Slovenia e Grecia, mangimi in Portogallo, salumi in Spagna e acqua in bottiglia in Francia. In particolare, le due filiere regionali italiane in cui è stato applicato il metodo PEFMED sono quella del formaggio Taleggio DOP prodotto in Lombardia e quella del vino Salice Salentino Bianco DOP prodotto da un'azienda vitivinicola in Puglia. Di seguito sarà illustrato il caso studio relativo alla produzione del Taleggio DOP dell'azienda Caseificio Sangiovanni S.r.l. con sede a Palazzo Pignano (CR).

3. Applicazione del metodo PEFMED alla produzione di Taleggio DOP

3.1. Studio PEF del Taleggio DOP

3.1.1. Obiettivo e campo di applicazione

Per la prima fase del metodo PEFMED, il metodo PEF è stato applicato da ENEA all'intero ciclo di vita della produzione del formaggio Taleggio DOP prodotto dal Caseificio Sangiovanni. L'azienda lavora circa 16.000 ton di latte all'anno, producendo circa 1.700 t di

diversi tipi di formaggio, tra cui 512 t di Taleggio DOP da latte convenzionale, scelto come oggetto dello studio. Il Taleggio è un formaggio molle a crosta lavata con un contenuto minimo di grassi del 48% ed è prodotto in forme di peso pari a 1,7-2,2 kg. L'80% del latte vaccino con cui è prodotto il Taleggio DOP proviene da 11 allevamenti situati nelle vicinanze del caseificio, mentre il restante 20% è acquistato da allevamenti situati in Lombardia, Piemonte e Veneto, zone di produzione ammesse dal disciplinare DOP per questo formaggio. La stagionatura avviene in aziende di stagionatura esterne situate nelle province di Bergamo e Lecco.

L'obiettivo dello studio PEF è di identificare gli hotspot ambientali del ciclo di vita della produzione del Taleggio, in modo da supportare l'identificazione di scenari di miglioramento. L'unità funzionale, in accordo con la PEFCRs for Dairy Products (European Dairy Association, 2016) è 10 g di sostanza secca di formaggio, consumato come prodotto finale, senza cottura o ulteriore trasformazione. Il flusso di riferimento è la quantità di Taleggio imballato in carta pergamena per ottenere 10 g di sostanza secca di formaggio, equivalente a 20,4 g di Taleggio. In accordo con la PEFCR for Dairy Products, i confini del sistema della produzione di Taleggio DOP includono sette fasi principali (Figura 1): Produzione di latte crudo; Trasformazione, stagionatura e confezionamento; Approvvigionamento degli ingredienti non lattiero-caseari; Approvvigionamento dei materiali di imballaggio; Distribuzione; Consumo; Fine vita. Per il calcolo degli impatti ambientali si è utilizzato il metodo ILCD 2011 Midpoint+ versione 1.0.9 contenuta nel software SimaPro v.8.5.2. I fattori di normalizzazione utilizzati sono quelli contenuti in Benini et al. (2014).

3.1.2. *Analisi di inventario*

In accordo con l'applicazione della Data Needs Matrix (DNM) per i prodotti lattiero-caseari contenuta nella PEF Guidance 6.3 (Commissione Europea, 2017) sia della PEFCR for Dairy Products e considerando la prospettiva dei trasformatori caseari, si sono raccolti dati primari riferiti al 2016 dal caseificio e da un'azienda di stagionatura scelta come maggiormente rappresentativa, per le fasi di "Trasformazione, stagionatura e confezionamento"; "Approvvigionamento degli ingredienti non lattiero-caseari"; "Approvvigionamento dei materiali di imballaggio". Per queste fasi si sono raccolti i dati relativi ai consumi di elettricità, acqua, gas metano per trasformazione del latte, stagionatura e stoccaggio del Taleggio, il trattamento delle acque reflue, la produzione e trasporto del sale, la produzione e trasporto delle materie prime per l'imballaggio, il trasporto del Taleggio fresco all'azienda di stagionatura. Per i processi di background è stata utilizzata la banca dati Ecoinvent 3.4. La fase di produzione di latte crudo non è direttamente condotta dal caseificio ed esso non ha accesso diretto ai dati delle aziende agricole. In conformità con la DNM, esso è perciò stato modellato utilizzando dati secondari provenienti dalla banca dati Agrifootprint. Infine, non essendo disponibili dati primari sito-specifici, e in accordo con la DNM, si sono utilizzati valori di default forniti dalla PEFCR per le fasi "Distribuzione", "Uso" e "Fine vita", utilizzando Ecoinvent per i dati di background.

Il Taleggio stagionato è confezionato dall'azienda di stagionatura in diverse tipologie di formati e imballaggi. Per lo studio si è ipotizzato, in accordo con l'azienda, che tutta la produzione annuale sia confezionata in forme intere da 2 kg cadauna imballate con carta pergamena. Il latte acquistato dal mercato è stato considerato provenire dalla provincia di Treviso (250 km), mentre il latte proveniente dalle aziende nelle vicinanze del caseificio si è calcolato un trasporto medio di 30 km. Il trasporto del Taleggio fresco all'azienda di stagionatura è stato considerato pari a circa 70 km. In conformità alla PEFCR for Dairy Products, sono stati esclusi i seguenti processi: il trasporto dei prodotti in entrata al caseificio e all'azienda di stagionatura, che contribuiscono per una percentuale minore all'1% in massa, il trattamento dei rifiuti solidi nel caseificio e nell'azienda di stagionatura, le infrastrutture e i macchinari nelle aziende agricole, nel centro di distribuzione e nel punto vendita, la produzione e il lavaggio delle posate per il consumo.

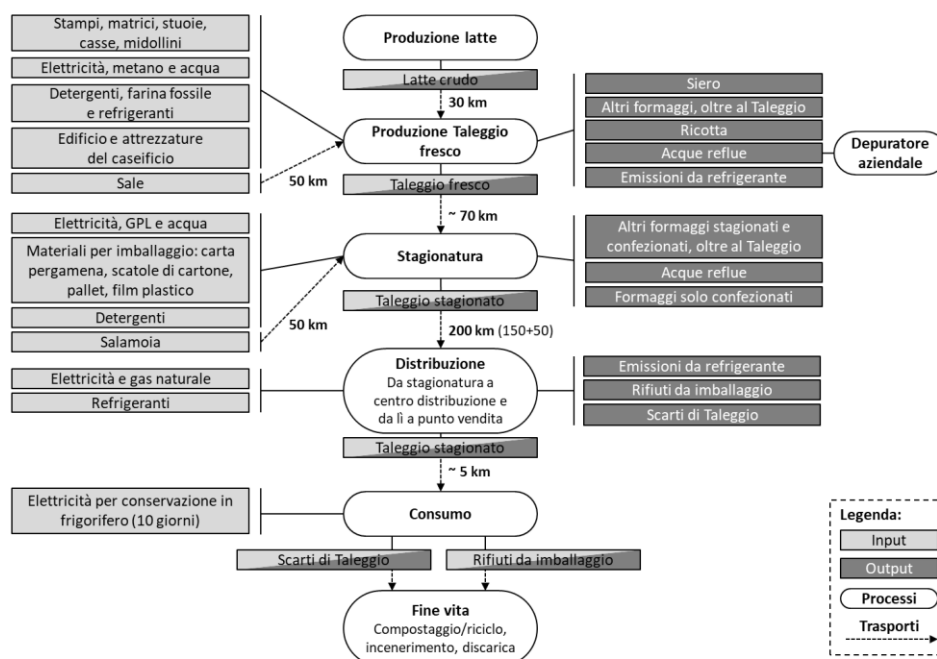


Figura 1: Confini del sistema della produzione di Taleggio DOP

3.1.3. Risultati e discussione

I risultati di normalizzazione mostrano come le categorie di impatto più significative nel ciclo di vita della produzione del Taleggio DOP prodotto dal caseificio Sangioanni S.r.l. siano Eutrofizzazione Terrestre, Acidificazione, Eutrofizzazione Marina e Riscaldamento Globale. La fase di “Produzione di latte crudo” risulta essere la più impattante in tutte le categorie di impatto più significative, con una percentuale che varia dall’82 al 98%. Le fasi di “Trasformazione, stagionatura e confezionamento” e di “Distribuzione” contribuiscono in modo non rilevante, con l’eccezione della categoria Riscaldamento Globale (a cui contribuiscono per l’8% e il 7% rispettivamente). Le restanti fasi del ciclo di vita mostrano contributi non rilevanti. Per quanto riguarda gli impatti della produzione condotta dal Caseificio Sangioanni sulla categoria Riscaldamento Globale, essi sono causati principalmente dal consumo di metano, elettricità e dal trattamento delle acque reflue.

Lo studio PEF ha quindi permesso di testare il metodo PEF e le PEFCR for Dairy Products nella filiera produttiva del Taleggio DOP e di effettuare l’analisi delle prestazioni ambientali della filiera, per supportare l’identificazione e l’implementazione di azioni di miglioramento. Tuttavia, durante lo studio sono emerse anche alcuni limiti dell’applicazione del metodo PEF al settore lattiero-caseario italiano, quali la mancanza di dataset conformi alla PEF per modellare il ciclo di vita del formaggio, che attualmente non sono ancora disponibili nei software LCA commerciali, e la mancanza di alcuni dati sito-specifici per la fase di stagionatura. Inoltre, dallo studio è emerso che la produzione di latte crudo rappresenta la fase più impattante in tutte le categorie di impatto più significative. Tuttavia, essa, non essendo sotto il controllo diretto dell’azienda, è stata modellata con dati secondari provenienti da database, in conformità coi requisiti della PEFCR. Il processo di produzione di latte crudo di Agrifootprint che è stato utilizzato si riferisce a una produzione dei Paesi Bassi, in cui le vacche, con una produzione giornaliera di 22 L a capo, sono alimentate principalmente con concentrati ricchi di proteine, erba fresca al pascolo, insilato di erba e di mais e altri sottoprodotti (polpe di barbabietola, di patata, farina di soia ecc.). Tale situazione è perciò differente da quella della zona di produzione del latte situata nelle vicinanze del Caseificio Sangioanni, in cui le vacche hanno una produzione giornaliera più elevata (25-

30 kg/capo), non è presente il pascolo e sono nutrite principalmente con fieno secco e insilato, mais, paglia, concentrati e mangimi complementari. In questo contesto, sarebbe perciò utile coinvolgere in modo attivo anche le aziende agricole nella raccolta dati, per ottenere dati primari di buona qualità con cui modellare una produzione di latte crudo più rappresentativa della situazione italiana, con l'obiettivo finale di creare dei dataset nazionali relativi alle produzioni agricole e di allevamento.

3.2. *Test degli indicatori socio-economici*

Per completare l'analisi ambientale con un'analisi socio-economica della filiera in esame, si sono in seguito testati, nel Caseificio Sangiovanni, l'insieme di indicatori socio-economici basati su un approccio di ciclo di vita, sviluppati dai partner di progetto. Gli stakeholder considerati per la definizione dei SE-KPIs sono: Lavoratori; Comunità locale; Consumatori; Attori della catena produttiva (Fornitori e Partner). Sono quindi state identificate 14 sotto-categorie con altrettanti SE-KPIs: Salute & Sicurezza, Formazione, Libertà di associazione e contrattazione collettiva, Condizioni lavorative, Sviluppo/Rafforzamento delle capacità locali, Occupazione locale, Benessere, Salute & Sicurezza, Turismo, Territorio, paesaggio e patrimonio culturale, Trasparenza, Integrazione della sostenibilità nella catena produttiva, Ricerca & Sviluppo, Biodiversità. Per ognuna queste sotto-categorie sono state create apposite domande specifiche, per un totale di 36 domande. Per determinare il punteggio finale di ogni KPI, si sono forniti 4 livelli qualitativi possibili per le risposte, secondo un impegno crescente dell'azienda in relazione al tema indagato nella specifica domanda: 1) Assenza (0-25%): impegno nullo o quasi nullo; 2) Base (26-50%): impegno minimo, limitato al rispetto dei requisiti di legge e/o all'applicazione delle buone pratiche più comuni; 3) Miglioramento continuo (51-75%): impegno sopra la media, che va oltre il mero rispetto dei requisiti di legge e tende all'implementazione delle migliori pratiche; 4) Proattivo (76-100%): azienda leader. Il test dei SE-KPIs al Caseificio Sangiovanni, condotto dall'azienda con il supporto di ENEA, ha identificato alcune aree possibili di miglioramento. Ad esempio, per la categoria di stakeholder "Attori della catena produttiva" si è valutato di: 1) promuovere azioni per la conservazione e promozione della biodiversità nell'area adiacente il caseificio, come l'implementazione di piani per la protezione delle aree naturali confinanti o di soluzioni tecnologiche per minimizzare gli impatti ambientali derivanti dalle attività del caseificio; 2) integrare il concetto di sostenibilità in tutta la filiera produttiva, con il coinvolgimento dei suoi principali attori, come l'adozione di criteri ambientali o sociali per la scelta dei propri fornitori. Per la categoria di stakeholder "Lavoratori" si è valutata la possibile attivazione di corsi di formazione per i dipendenti dell'azienda sulle tematiche relative alla sostenibilità sociale ed economica, in aggiunta alle ore di formazione già attive sulla salute e la sicurezza sul luogo di lavoro.

3.3. *Identificazione delle possibili azioni di miglioramento*

Sulla base dei risultati dello studio PEF e dell'analisi dei SE-KPIs, sono state identificate, in collaborazione con gli esperti di settore, possibili azioni di miglioramento indirizzate al Caseificio Sangiovanni. Tra di esse, si è valutato che l'installazione di collettori solari termici potrebbe essere particolarmente interessante per l'azienda, contribuendo a soddisfare parte del fabbisogno aziendale di acqua calda e vapore sia per le diverse fasi di produzione del formaggio, che per i processi generali dell'azienda. La tecnologia selezionata contribuirebbe perciò a diminuire il fabbisogno di energia derivante da fonti energetiche fossili, riducendo nello stesso tempo le emissioni di gas climalteranti. Inoltre, essa condurrebbe ad una significativa riduzione dei costi di gestione aziendali. Con il supporto anche di Finlombarda, società finanziaria di Regione Lombardia, sono state inoltre identificate possibili fonti regionali di finanziamento, quali ad esempio il Programma regionale di Sviluppo di Innovalombardia.

3.4. **Sustainable Business Plan**

L'ultimo elemento del metodo PEFMED è la definizione di un Sustainable Business Plan dedicato al Caseificio Sangiovanni, che ha l'obiettivo di effettuare un'analisi del mercato del Taleggio DOP sia a livello regionale che nazionale e di identificare strategie operative di eco-innovazione e di marketing. Il Sustainable Business Plan è stato predisposto a valle di uno specifico Business Transition Workshop che ha coinvolto ENEA, in veste di esperto ambientale, la società di consulenza DNV-GL (partner di progetto), come esperta di *business plan*, e il Caseificio Sangiovanni, con lo scopo di discutere in modo congiunto sia i risultati dello studio PEF e del test dei SE-KPIs, che la reale fattibilità delle opzioni di miglioramento identificate, anche in relazione ai fondi di finanziamento disponibili e ad eventuali aspetti specifici relativi alla loro introduzione in azienda. In preparazione all'incontro, DNV GL ha sottoposto all'azienda alcuni questionari relativi alla strategia aziendale e di marketing esistente e ai possibili vantaggi competitivi che l'azienda si aspetta di ottenere attraverso la produzione e la commercializzazione di un prodotto conforme ai requisiti del metodo PEF. In seguito all'incontro, è stato quindi predisposto un Sustainable Business Plan territoriale che, sulla base delle soluzioni discusse, contiene un Piano di Marketing per la valorizzazione del Taleggio DOP conforme ai requisiti del metodo PEF prodotto dal Caseificio Sangiovanni. Esso include un'analisi costi-benefici riguardante le strategie di eco-innovazione identificate, la descrizione dei potenziali segmenti di mercato interessati alla commercializzazione del prodotto e dei principali concorrenti ed infine un piano di marketing che descrive anche una strategia di comunicazione e i possibili canali di vendita. Il Sustainable Business Plan è basato su un Sustainable Business Model che permette di ottimizzare i risultati economici con i miglioramenti delle presentazioni ambientali e sociali di un'organizzazione, e su una analisi SWOT aziendale. Attraverso il Sustainable Business Plan perciò, si riescono a descrivere le strategie di eco-innovazione e di marketing che sono realmente percorribili, adattandole nel contempo alle caratteristiche peculiari dell'azienda, identificando perciò le possibili tempistiche di realizzazione, i benefici ottenibili e i costi che devono essere sostenuti.

4. **Conclusioni**

Il metodo PEFMED applicato alla filiera del Taleggio DOP prodotto dall'azienda Caseificio Sangiovanni ha dimostrato di essere uno strumento efficace per supportare un'azienda agroalimentare della regione mediterranea e la sua filiera produttiva nella valutazione e nel miglioramento sia delle prestazioni ambientali che di quelle socio-economiche dei prodotti, con benefici potenziali anche nell'ambito del territorio di riferimento. L'applicazione della PEF e degli indicatori socio-economici ha permesso di identificare i punti critici dell'intera filiera produttiva e i possibili interventi di miglioramento, e, attraverso una continua interazione tra i referenti dell'azienda e gli esperti ambientali e di settore coinvolti, di definire un Sustainable Business Plan.

I risultati positivi ottenuti con l'applicazione al caso del Taleggio DOP sono inoltre coerenti con la sua applicazione agli altri prodotti e negli altri Paesi coinvolti nel progetto PEFMED. La forte cooperazione tra tutti i portatori di interesse (le federazioni agroalimentari nazionali, le aziende e la loro filiera, gli esperti del metodo PEF, gli esperti di settore e quelli di *business plan*, i responsabili delle S3 e i cluster manager), ha costituito un elemento chiave per il successo della fase pilota. Nell'ultima fase di progetto saranno realizzati in ciascun Paese partner, dei pacchetti formativi (*knowledge vouchers*) sul metodo PEFMED, indirizzati alle associazioni di settore, ai cluster manager e alle singole imprese di nove settori diversi rispetto a quelli che hanno partecipato alla fase pilota. L'obiettivo è di estendere l'approccio testato a nuove filiere agroalimentari e fare sì che le associazioni di categoria svolgano un

ruolo di riferimento per la sensibilizzazione, la formazione ed il supporto alle imprese su questi temi.

L'applicazione del metodo PEF a filiere agroalimentari mediterranee, tuttavia, si è dimostrato abbastanza difficoltoso ed è stato necessario un elevato impiego di tempo e di risorse tecniche specifiche da parte degli esperti ambientali coinvolti nel progetto e da parte delle imprese, in particolare per quanto riguarda la raccolta dati. Si ritiene che dovrebbero essere sviluppati strumenti di supporto, anche semplificati, per l'esecuzione degli studi, quali ad esempio fogli di calcolo per la gestione dei dati ambientali all'interno dell'azienda. Con l'aiuto di tali strumenti, il metodo PEFMED potrebbe essere applicato ancora più efficacemente in ulteriori aree europee e filiere produttive agroalimentari, contribuendo così alla transizione verso un'economia circolare in questo settore.

5. Bibliografia

Commissione Europea, 2013a. 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 (2013/179/EU).

Commissione Europea, 2013b. COM(2013) 196 final, Building a Single Market for Green Products. Facilitating better information on the environmental performance of products and organisations.

Commissione Europea, 2014. Impact Assessment on measures addressing food waste to complete SWD (2014) 207 regarding the review of EU waste management targets. Commission staff working document. SWD (2014) 289 final.

Commissione Europea, 2017. PEFCR Guidance document, Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs), version 6.2, June, 2017.

European Dairy Association, 2016. Product Environmental Footprint Category Rules for Dairy Products. Updated DRAFT for public consultation. July 28, 2016.

Gestione dei residui di potatura del vigneto: impatto ambientale di diversi scenari gestionali

Jacopo Bacenetti

Dipartimento di Scienze e Politiche Ambientali, Università degli Studi di Milano
via G. Celoria 2, 20133, Milano
Email: jacopo.bacenetti@unimi.it

Abstract

This study assesses the environmental performances related to the valorisation of pruning residues for the production of heat and cold by means of a boiler and an absorption chiller. To this purpose, the Life Cycle Assessment (LCA) approach was applied. Two different management systems of pruning residues were considered. In the first Scenario (Baseline - BS), the residues are managed traditionally while in the Alternative one (AS) the biomass is collected and used for energy production (heat from a biomass boiler and cold by an adsorption chiller). Using the characterisation factors reported by the midpoint ILCD method 12 different impact categories were evaluated. The outcomes of this study highlighted how, between the two evaluated scenarios (pruning residues chopped and left on the soil versus collection for energy production), the best solution depends from the selected impact category. The energetic valorisation of the residues reduces the environmental impact for the impact categories not affected by the emissions related to wood combustion.

1. Introduzione

In viticoltura una delle operazioni più importanti per garantire la costanza della produzione di uva, la sua qualità nonché il controllo di patogeni e parassiti è la potatura a seguito della quale si generano i residui di potatura chiamati anche sarmenti. I sarmenti rappresentano a tutti gli effetti un sottoprodotto del processo di produzione dell'uva tuttavia la loro gestione è spesso problematica (Boschiero et al., 2016). Se da un lato, infatti, questa biomassa può essere utilizzata per la produzione di energia rinnovabile dall'altro, la scarsa qualità (legata all'elevato contenuto in ceneri) ne riduce fortemente il valore economico mentre gli elevati costi di meccanizzazione della raccolta rendono difficilmente remunerativa la loro valorizzazione energetica. Normalmente, considerando che la combustione a bordo vigneto dei sarmenti è una pratica vietata, i residui di potatura vengono trinciati ed interrati in campo e, quindi, non solo non vengono valorizzati ma la loro gestione rappresenta un costo per l'imprenditore vitivinicolo. Oltre a ciò occorre considerare che l'interramento dei residui di potatura è una pratica che può comportare problemi di carattere fitosanitario visto che i tralci rappresentano spesso il luogo in cui alcuni patogeni fungini svernano.

Negli ultimi anni numerosi studi hanno affrontato, soprattutto da un punto di vista sia tecnico che economico, il tema della valorizzazione energetica dei residui legnosi delle potature della vite considerando la combustione diretta o la gassificazione sia di balle cilindriche prodotte da piccole rotoimballatrici, del cippato derivante dalla loro sminuzzatura o del pellet prodotto in impianti di pellettizzazione di piccole dimensioni (Spinelli et al., 2010, 2014; Boschiero et al., 2016). Generalmente, la biomassa raccolta, caratterizzata da una qualità medio-bassa, soprattutto a causa di inerti e/o di un contenuto in ceneri non trascurabile, viene utilizzata in dispositivi di ridotta potenza (<150 kW) per la produzione di calore da destinare a utenze domestiche oppure in gassificatori o impianti di maggiori dimensioni per la cogenerazione di elettricità e calore. Ad oggi le esperienze di trigenerazione e/o di generazione combinata di caldo e "freddo" sono limitate sebbene nel corso del processo di vinificazione il "consumo di freddo" non sia trascurabile soprattutto durante le operazioni di abbattimento della temperatura del mosto di uve bianche, stabilizzazione tartarica. ecc.

In ogni caso, accanto alle valutazioni di fattibilità tecnico ed economica anche gli aspetti ambientali devono essere valutati anche in ragione della crescente attenzione che è posta dal consumatore e, conseguentemente, dal decisore pubblico riguardo alla sostenibilità ambientale delle diverse produzioni. In questo contributo, vengono riportati i risultati relativi

alla valutazione dell'impatto ambientale relativamente a una filiera di valorizzazione dei sarmenti dedicata alla produzione di calore e di "freddo" da utilizzare direttamente presso la cantina nel corso del processo di vinificazione.

2. Materiali e Metodi

2.1 Obiettivo dello studio e campo di applicazione

Lo scopo di questo studio LCA è confrontare l'impatto ambientale di due differenti sistemi di gestione dei sarmenti in vigneti del Nord Italia. I risultati di questo studio possono essere utili per identificare le soluzioni che consentano di ridurre l'impatto rispetto alla gestione di questo sottoprodotto.

L'unità funzionale considerata è la superficie di vigneto dalla cui gestione si ottiene un volume di residui di potatura tale da poter soddisfare il fabbisogno termico (caldo e freddo) della cantina.

I confini del sistema includono le seguenti attività: estrazione delle materie prime, fabbricazione dei differenti fattori produttivi consumati per la gestione dei sarmenti (trattori e macchine operatrici, elettricità, gasolio ecc.), uso dei fattori produttivi (emissioni legate alla combustione del gasolio durante le operazioni in vigneto) così come le operazioni di manutenzione e fine vita dei diversi dispositivi utilizzati (attrezzature agricole, caldaie, gruppo frigorifero ad assorbimento ecc.). Nessun impatto è stato associato ai residui di potatura considerando che la loro produzione è il risultato di un altro processo (produzione di uva). Nessuna variazione del contenuto di sostanza organica del terreno è stata considerata in considerazione delle modeste quantità di sarmenti annualmente prodotti.

La Figura 1 schematizza i confini del sistema per i due scenari.

2.2 Descrizione della filiera e analisi di inventario

I dati di inventario primari sono stati raccolti mediante sopralluoghi in una cantina sociale dell'Oltrepò pavese che trasforma l'uva raccolta su circa 600 ha. Attualmente la cantina consuma 56400 kWh all'anno di energia termica e soddisfa il proprio "fabbisogno in freddo" con un gruppo frigorifero a compressione che funziona 1100 ore/anno è caratterizzato da un cop (coefficiente di performance) di 3 e da una potenza elettrica di 50 kW (150 kW di potenza frigorifera), consuma 55000 kWh di elettricità all'anno. Sono stati presi in considerazione due scenari alternativi di gestione dei residui di potatura.

Il primo scenario (BS) rappresenta lo scenario base in cui i sarmenti vengono trinciati e interrati e, non essendoci alcuna valorizzazione energetica, tutto il fabbisogno energetico della cantina viene soddisfatto utilizzando gas naturale per quanto riguarda il fabbisogno di energia termica ed elettricità dalla rete elettrica nazionale per quanto riguarda la refrigerazione che è garantita con un gruppo frigorifero tradizionale.

Nel secondo scenario (AS) invece i residui vengono raccolti utilizzando una trinciacaricatrice, il cippato prodotto è trasportato nei pressi della cantina dove viene utilizzato come biocombustibile per alimentare una caldaia a biomassa. Il calore prodotto è parzialmente utilizzato per soddisfare i fabbisogni termici della cantina e in parte per alimentare un gruppo frigorifero ad assorbimento, in cui si sfrutta il calore di dissoluzione di un soluto (es. ammoniaca) in un solvente (es. acqua) che viene ciclicamente concentrato e diluito. In questo secondo scenario quindi, a fronte di una gestione in campo del sarmento più "elaborata" si riesce a soddisfare parte dei fabbisogni energetici della cantina e, quindi, si evita il consumo di fonti fossili.

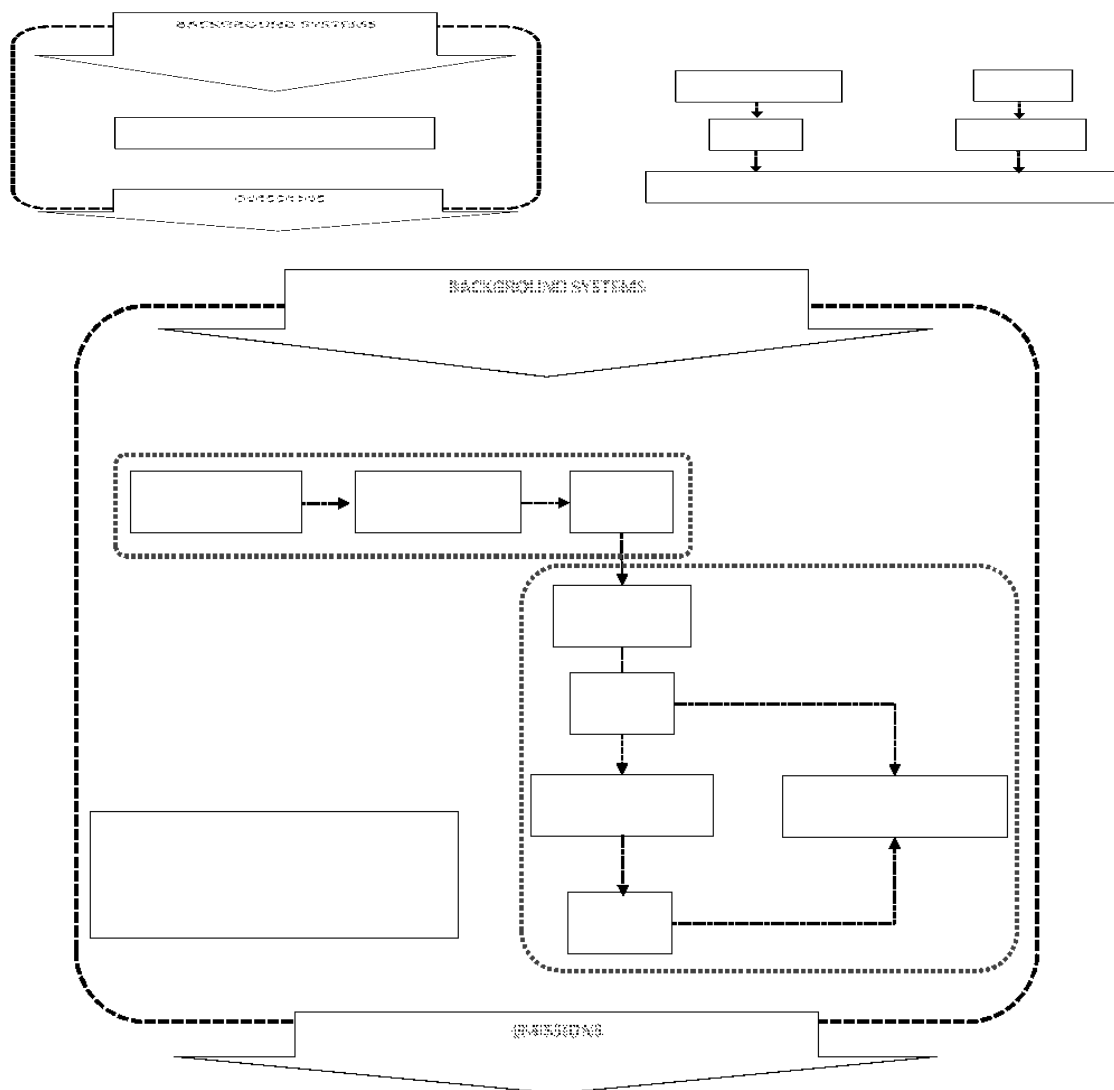


Figura 1: Schematizzazione dei due scenari considerati. In alto lo scenario “base” (BS) e in basso quello “alternativo” (AS)

In Tabella 1, sono riportate le caratteristiche delle diverse macchine operatrici utilizzate nei due scenari. La massa “virtualmente” consumata è calcolata sulla base del peso delle diverse macchine, della loro vita utile e del loro impiego annuo. La Tabella 2 invece riporta i principali parametri utilizzati la stima dell’energia termica prodotta dalla combustione dei sarmenti nella caldaia a biomassa così come dell’energia termica sottratta (“freddo prodotto”) dal gruppo frigorifero ad assorbimento (GFA). La potenza termica necessaria perché il GFA generi la stessa potenza frigorifera del frigorifero a compressione è pari a circa 215 kW e può essere calcolata considerando la potenza necessaria (150 kW) e l’Indice di Efficienza Frigorifera del dispositivo (parametro che indica quanta energia termica viene asportata consumando 1 kWh di calore). Per la generazione del calore necessario al funzionamento del GFA occorrono quindi 82 t/anno di cippato di sarmenti raccogliabili su una superficie di 43.2 ha mentre per soddisfare i fabbisogni termici sono necessari ulteriori 10.3 ha. La superficie totale necessaria per soddisfare i fabbisogni energetici della cantina in termini di calore e “freddo” è pari a circa 54 ha.

I dati di background riguardo alla produzione di gasolio, elettricità, macchine agricole, caldaie e GFA sono stato ottenuti dal database Ecoinvent® v.3 (Weidema et al., 2013).

Tabella 1: Caratteristiche tecnico-operative delle operatrici utilizzate nei due scenari per la gestione del sarmento

Parametro	Unità di misura	Base	Alternativo
Macchina operatrice (MO)	-	Trinciatrice	Trincia-caricatrice
Massa delle MO	kg	1050	1600
Capacità operativa	ha/h	0,7	0,9
Ore annue di lavoro MO	h/anno	250	200
Vita utile MO	anni	8	8
Potenza assorbita MO	kW	35	40
Potenza trattore	kW	54	60
Massa del trattore	kg	3300	3550
Ore annue di lavoro trattore	h/anno	600	600
Vita utile trattore	anni	12	12
Consumo di gasolio	kg/ha	23,6	10,6
Massa di MO “virtualmente” consumata	kg/ha	0,750	1,11
Massa di Trattore “virtualmente” consumata	kg/ha	0,392	0,548

Tabella 2: Parametri utilizzati per la stima

Parametro	Unità di Misura	Valore
Resa in sarmenti	t/ha	2.6
Potere calorifico Inferiore	MJ/kg	18
Umidità alla raccolta	%	45%
Umidità al momento della combustione	%	25%
Massa di residui alla combustione	t/ha	1.91
Potere calorifico netto	kWh/kg	3.58
Efficienza della caldaia a biomassa	%	80%
Calore producibile per ettaro	kWh/ha	5453
Indice di Efficienza Frigorifera del GFA	-	0.7
Potenza della caldaia a biomassa	kW	215
Consumo orario della caldaia	kg/h	95

2.3 Analisi degli impatti

La fase di valutazione degli impatti ha preso in esame 12 categorie di impatto: cambiamento climatico (CC), assottigliamento dello strato di ozono (OD), tossicità umana effetti non cancerogeni (HT-noc), tossicità umana effetti cancerogeni (HT-c), formazione di polveri sottili (PM), formazione di smog fotochimico (POF), acidificazione (TA); eutrofizzazione terrestre (TE), eutrofizzazione delle acque dolci (FE), eutrofizzazione marina (ME), ecotossicità per le acque dolci (FEx) e consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili (MFRD).

3. Risultati

La Figura 2 riporta il confronto relativo tra i due scenari; a seconda della categoria di impatto considerata le prestazioni migliori sono raggiunte da BS (per 4 dei 12 impatti valutati: PM, POF, TE e ME) o da AS (per le restanti 8 categorie di impatto). In AS, la produzione di energia termica e “freddo” valorizzando i sarmenti evita la loro produzione da fonte fossile e, quindi, comporta dei benefici ambientali per CC, OD, HT-c, TA e TE. Tali benefici sono legati alla sostituzione della produzione di calore da gas metano e di “freddo” attraverso un normale gruppo frigorifero a compressione che consuma elettricità. Parallelamente però, la

valorizzazione energetica dei residui di potatura comporta un peggioramento delle performances ambientali per tutte quelle categorie di impatto che sono influenzate dalle emissioni dovute alla combustione dei sarmenti nella caldaia a biomassa: (HT-noc, PM, POF, TE, ME, FEx e MFRD). Questo peggioramento dell'impatto ambientale è considerevole ed è appunto legato alla combustione dei sarmenti in un dispositivo di piccola taglia non dotato di specifici dispositivi di abbattimento degli inquinanti ai gas di scarico.

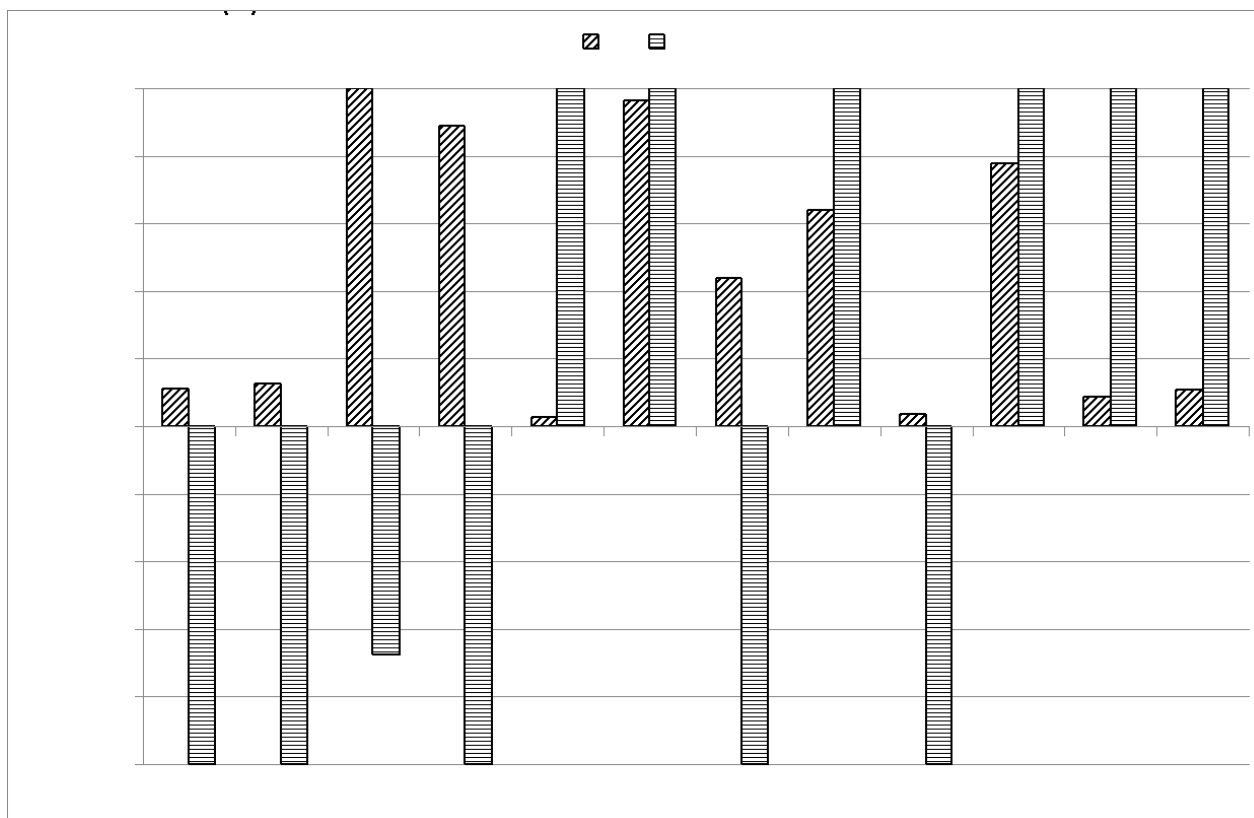


Figura 2: Confronto relativo tra i l'impatto ambientale dei due scenari

In Figura 3 sono evidenziati gli *hotspot* per lo scenario alternativo in cui i sarmenti vengono valorizzati con finalità energetiche. Le emissioni legate alla combustione della biomassa sono il maggior responsabile del carico ambientale per HT-noc, PM, POF, TA, TE e ME a causa degli inquinanti (NOx, VOC e polveri sottili) presenti nei fumi di combustione mentre la produzione e manutenzione della caldaia a biomassa e del GFA sono il principale contributore per HT-c, FEx, MFRD. Gli altri fattori produttivi tra cui l'elettricità consumata nel processo hanno un ruolo minore.

Relativamente ai benefici derivanti dalla mancata produzione di energia da fonte fossile è possibile notare come la parte preponderante del beneficio sia, per tutte le categorie di impatto valutate, maggiormente legata alla sostituzione di elettricità piuttosto che a quella di calore.

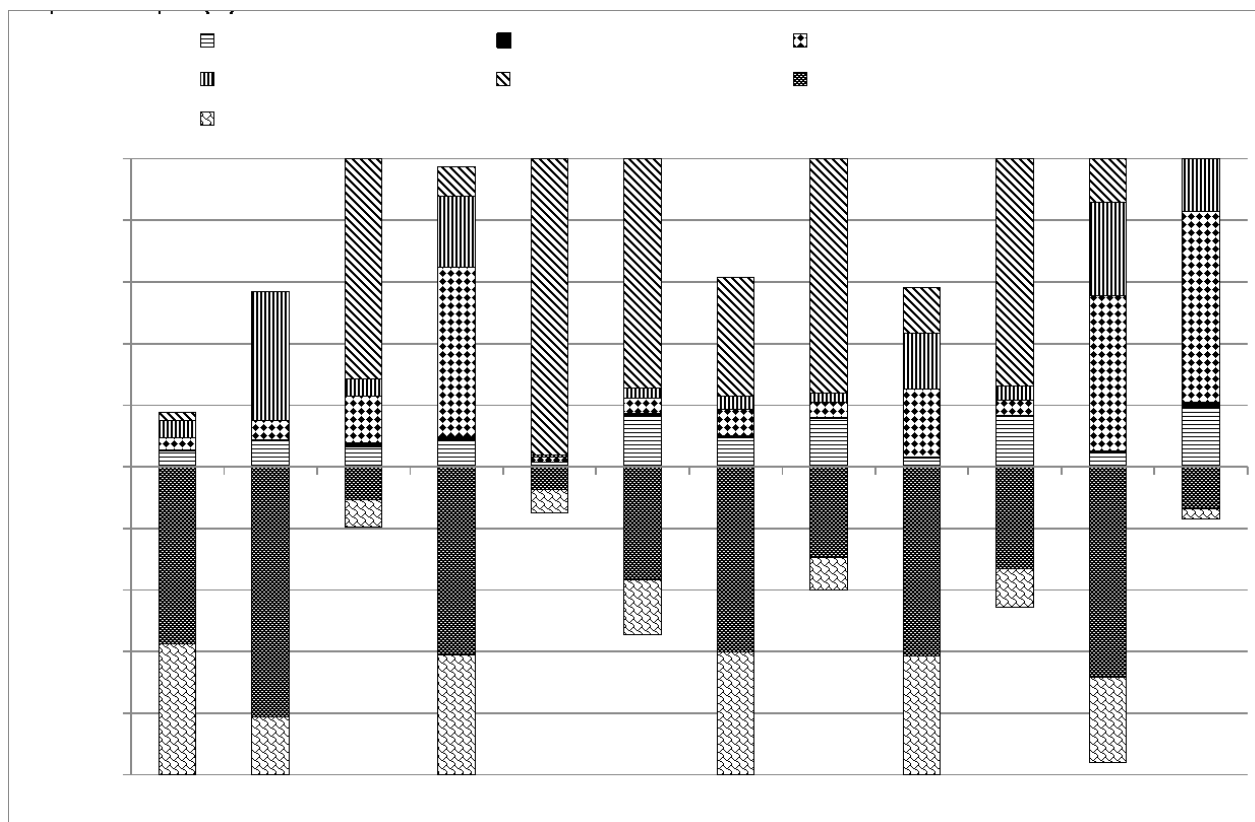


Figura 3: Analisi dei contributi (hotspot) per lo scenario di valorizzazione energetica dei residui di potatura

Considerando che le emissioni legate alla combustione del cippato di sarmenti nella caldaia a biomassa sono il principale responsabile dell'impatto per numerosi effetti ambientali, una possibile strategia di mitigazione dell'impatto dovrebbe concentrarsi su questo aspetto. Fermo restando che la gran parte dei dispositivi per il trattamento dei gas di combustione in grado di abbattere fortemente l'emissione di NO_x, NMVOC e polveri prevede costi di installazione insostenibili per dispositivi di piccola e media taglia, l'uso di sistemi di più semplificati come il ricircolo dei gas (*Flue Gas Recirculation* - FGR) consentirebbe di ottenere comunque riduzione degli NO_x prossime al 10% a fronte di investimenti sostenibili.

4. Conclusioni

La valorizzazione energetica dei sarmenti è sicuramente una soluzione interessante in grado di diversificare le fonti di reddito/ridurre i costi di produzione in viticoltura e, parallelamente, di valorizzare un sottoprodotto in un'ottica di economia circolare. Relativamente al suo impatto sull'ambiente, occorre essere a conoscenza che, da un punto di vista ambientale, la soluzione che prevede la loro combustione in dispositivi di piccola taglia non dotati di sofisticati sistemi di abbattimento delle emissioni, può comportare un aumento degli impatti, in particolare, di quello relativo all'emissione di polveri sottili.

5. Bibliografia

- Boschiero, M., Cherubini, F., Nati, C., & Zerbe, S. (2016). Life cycle assessment of bioenergy production from orchards woody residues in Northern Italy. *Journal of Cleaner Production*, 112, 2569-2580.
- Boschiero, M., Kelderer, M., Schmitt, A. O., Andreotti, C., & Zerbe, S. (2015). Influence of agricultural residues interpretation and allocation procedures on the environmental performance of bioelectricity production—A case study on woodchips from apple orchards. *Applied energy*, 147, 235-245.

- Spinelli, R., Lombardini, C., Pari, L., & Sadauskiene, L. (2014). An alternative to field burning of pruning residues in mountain vineyards. *Ecological engineering*, 70, 212-216.
- Spinelli, R., Magagnotti, N., & Nati, C. (2010). Harvesting vineyard pruning residues for energy use. *Biosystems engineering*, 105(3), 316-322.
- Weidema, B.P., Bauer, C., Hirsch, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., Vadenbo, C.O., Wernet, G., 2013. Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1(v3). St. Gallen: The Ecoinvent Centre.

Eco-design per il miglioramento dell'impronta ambientale: il Passaporto Ambientale per i prodotti agroalimentari della Montagna Vicentina

Alessandro Manzardo¹, Filippo Zuliani¹, Andrea Fedele¹, Antonio Scipioni¹

¹CESQA, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Università degli studi di Padova
Email: e-mail del scipioni@unipd.it

Abstract

Il crescente interesse per la salvaguardia dell'ambiente impone al mondo delle imprese di adottare strumenti per ridurre gli impatti ambientali dei prodotti che realizzano. Il progetto "Passaporto Ambientale per i prodotti agroalimentari della Montagna Vicentina" è stato ideato per rispondere a questa necessità e supportare 7 aziende rappresentative della Montagna Vicentina nello sviluppo di prodotti più rispettosi dell'ambiente. Il presente articolo presenta i primi risultati del progetto con riferimento all'analisi del contesto esterno. Questa, ideata combinando requisiti e linee guida degli standard ISO in materia, ha avuto lo scopo di supportare l'identificazione di criteri di eco-design dettati dalle condizioni di mercato. I risultati dell'analisi mostrano una maggiore attenzione da parte dei paesi Europei e suggeriscono di adottare un approccio multi-indicatore considerando almeno i consumi di risorse naturali oltre che le emissioni di gas serra.

1. Introduzione

La salvaguardia per l'ambiente, nel più ampio quadro degli obiettivi di sviluppo sostenibile definiti dalla Nazioni Unite (Bierman et al., 2017) impone al mondo delle imprese di abbracciare nuovi paradigmi produttivi in grado di supportare la realizzazione e la commercializzazione di prodotti a ridotto impatto ambientale. Questa necessità è confermata a diversi livelli istituzionali tanto che oggi è possibile affermare come le variabili ambientali siano di fatto una leva competitiva necessaria per garantire il successo di un prodotto nei mercati (UE, 2013). Ne consegue che il mondo delle imprese ha maturato la necessità di poter disporre di strumenti e metodi utili alla comprensione degli impatti ambientali dei propri prodotti e quindi alla certificazione del proprio impegno nella riduzione di tali impatti.

In questo contesto si inserisce ad esempio l'importante programma dell'Unione Europea relativo alla Product Environmental Footprint (PEF) (UE, 2013). Questa iniziativa ha previsto lo sviluppo e la pubblicazione di regole di prodotto specifiche per la comunicazione delle performance ambientali dei prodotti direttamente sul packaging con l'obiettivo ultimo di favorire la circolazione di prodotti più rispettosi dell'ambiente (e.g. ridotto impatto sui cambiamenti climatici, ridotto consumo di risorse idriche). Il modello selezionato alla base della quantificazione degli impatti ambientali di prodotto è quello del Life Cycle Assessment (LCA) (ISO, 2006a). L'avvio di questi programmi ha avuto dei risvolti anche a livello di singoli paesi membri dell'Unione Europea. In Francia, ad esempio, con la Legge Grenelle 2 del 2010 e sue recenti revisioni (Assemblée nationale et le Sénat France, 2015), viene siglato il Pact Environnementale. Questa iniziativa, recentemente allineata ed aggiornata anche in relazione al programma della PEF Europea, impone oggi l'applicazione di regole di prodotto a qualsiasi azienda che ha intenda dichiarare claim ambientali sul packaging dei propri prodotti. Anche in Italia l'attenzione per la dichiarazione delle performance ambientali di prodotto ha subito una forte accelerazione anche grazie alle iniziative del Ministero dell'Ambiente e della tutela del Territorio e del Mare (di seguito MATTM) con particolare riferimento al "Programma Nazionale per il calcolo dell'Impronta Ambientale" ed il più recente "Made Green in Italy" (MATTM, 2018). Il primo ha avuto il merito di diffondere la cultura dell'analisi di ciclo di vita per la valutazione dei potenziali impatti ambientali in tema di cambiamenti climatici. Il secondo ha invece il merito di rafforzare l'esperienza maturata in sede Europea e ha portato alla pubblicazione di un regolamento (MATTM, 2018) per il rilascio del marchio di qualità ambientale "Made Green in Italy". Questo regolamento, in linea con la PEF Europea, prevede la pubblicazione di regole nazionali per categoria di prodotto e la definizione di un benchmark rispetto al quale poter andare a qualificare e

certificare i prodotti più rispettosi dell'ambiente, che possono quindi garantire impatti ridotti rispetto alla media di mercato. Oltre a queste iniziative nazionali è doveroso ricordare inoltre l'esperienza della Dichiarazioni Ambientali di Prodotto (ISO, 2003) sviluppate in diversi contesti (e.g. Environdec Svedese) (Environdec, 2019) a partire dagli anni 2000 per aiutare le imprese a dichiarare le performance ambientali dei propri prodotti in modo più trasparente e replicabile.

Se da un lato il moltiplicarsi di queste iniziative ha avuto il pregio di guidare le imprese verso l'adozione di standard ambientali di eccellenza e di garantire e sensibilizzare i consumatori finali in relazione alle performance ambientali di prodotto, dall'altro porta alla luce diverse difficoltà operative legate alla coesistenza di regole diverse che richiedono studi onerosi con prescrizioni che cambiano da paese a paese (e.g. Italia vs. Giappone).

È in questo contesto che ha preso forma l'idea del progetto Passaporto Ambientale per i prodotti agroalimentari della Montagna Vicentina (di seguito Passaporto Ambientale). Finanziato dalla Regione Veneto attraverso il "Fondo Europeo Agricolo per lo Sviluppo Rurale: L'Europa investe nelle zone rurali" e veicolato dal GAL Montagna Vicentina, il progetto ha come obiettivo l'applicazione dei principi dell'eco-design per l'innovazione gestionale e tecnologica di 7 sistemi produttivi caratteristici del territorio della Montagna Vicentina (imprese agricole e di trasformazione) arrivandone a certificare le migliorate performance ambientali (ridotti impatti ambientali) rispetto alle regole di prodotto rilevanti per i mercati ed i paesi in cui le imprese coinvolte commercializzano. Il presente articolo ha l'obiettivo di presentare la struttura del progetto oltre che i primi risultati conseguiti in relazione ad un'analisi del contesto esterno (ISO, 2015) applicata in un più ampio percorso di eco-design secondo ISO/TR 14062 (ISO, 2007) per la definizione dei criteri di eco-design.

2. Materiali e Metodi

2.1. La struttura del Progetto

Il progetto del Passaporto Ambientale, che prevede una durata complessiva di 24 mesi, è strutturato in 3 work package tematici, che comprendono di fatto la parte tecnica del progetto volta all'eco-design di prodotti agroalimentari, e tre work package trasversali per la gestione amministrativa e delle azioni di comunicazione interna ed esterna.

In tabella 1 vengono riportate le principali attività di progetto.

Tabella 1: Attività tecniche previste dal progetto

Work Package		Breve descrizione delle Azioni	Standard ISO di riferimento
WP1: Analisi di contesto	1	Analisi del contesto esterno e definizione parametri eco-design	ISO 14001 (ISO, 2015) ISO TR 14062 (ISO, 2007)
	2	Analisi del contesto interno e definizione dei parametri di eco-design	ISO 14001 (ISO, 2015) ISO TR 14062 (ISO, 2007)
	3	Definizione della procedura generale per l'analisi di contesto	ISO TR 14062 (ISO, 2015)
WP2 Miglioramento dei sistemi produttivi in regime di eco-design	1	Progettazione e sviluppo di sistemi produttivi a ridotto impatto ambientale attraverso l'applicazione di innovazioni gestionali e tecnologiche	ISO 14044 (ISO, 2006a) ISO TR 14062 (ISO, 2007)
	2	Progettazione del Passaporto Ambientale e della linea guida per la sua implementazione	ISO TR 14062 (ISO, 2007)
WP3: Adesione a regimi di qualità ambientale certificata (tutta la durata del progetto)	1	Gestione di un accordo con MATTM per la stesura di una bozza di regole per categoria di prodotto (RCP)	Non previsto
	2	Sviluppo e implementazione del protocollo di certificazione Passaporto Ambientale	ISO 14025 (ISO, 2006b)

La struttura del progetto è stata ideata a partire dai modelli descritti all'interno degli standard ISO per la gestione ambientale (Tabella 1). Le aziende coinvolte nel progetto sono di natura produttiva e si differenziano tra loro per tipologia di prodotto realizzato o per dimensione; queste sono la Rigoni di Asiago, con riferimento alla produzione di succhi di frutta biologici, Maculan, con riferimento alla produzione di vino, Gruppo Bianchi per la produzione di formaggio da azienda agricola, Caseificio Pennar Asiago, per la produzione di formaggio in montagna, Latterie Soligo, per la produzione di formaggio, Colline di Marostica, per la produzione di olio e Lunardon per la produzione di cereali dedicati alla produzione di birra artigianale. Tra le aziende coinvolte: due sono grandi imprese, due medie imprese, le restanti sono tutte piccole o piccolissime imprese. Le aziende sono state selezionate sulla base della loro rappresentatività delle colture tipiche della Montagna Vicentina e della loro diversa dimensione così da garantire l'applicabilità e la trasferibilità degli output di progetto alla maggior parte delle imprese che operano nello stesso territorio.

2.2. L'analisi del contesto esterno

La prima attività di progetto, conclusa in febbraio 2019, è consistita nell'analisi del contesto esterno per la definizione dei parametri di eco-design dettati dalle regole dei mercati in cui le aziende coinvolte commercializzano i propri prodotti. In particolare, prendendo come riferimento operativo i requisiti della norma ISO 14001 per l'analisi del contesto (ISO, 2015), ognuno dei 7 sistemi produttivi in oggetto è stato indagato in relazione alle aree di analisi strategica identificate al punto 5.2 ISO/TR 14062 (ISO, 2007) e raggruppate come segue:

- Clienti: attenzione dei clienti (GDO/HORECA) per le variabili ambientali;
- Istituzioni: presenza di iniziative istituzionali (e.g. regolamenti, prescrizioni) per la promozione di etichette;
- Competitor: attenzione dei competitor per le variabili ambientali;
- Mercato: sensibilità dei mercati nei confronti delle variabili ambientali.

L'indagine è stata preceduta dalla definizione dei mercati attuali e potenziali per ognuno dei sistemi produttivi in esame. Tale attività è stata condotta attraverso incontri ed interviste dirette con l'alta direzione delle aziende coinvolte.

In tabella 2 vengono riportati i principali parametri indagati per ognuna delle aree strategiche elencate qui sopra oltre che il riferimento alla fonte dei dati utilizzati nell'analisi.

Tabella 2: Aree strategiche, parametri d'indagine e fonte dei dati

Area Strategica	Parametri indagati	Fonte dei dati e delle informazioni
Clienti e Competitor	- Capacità di eco-design - Responsabilità ambientale e Trasparenza - Conduzione di studi di ciclo di vita - Implementazione di sistemi di gestione ambientale - Gestione ambientale downstream (e.g. rifiuti) - Gestione ambientale upstream (modalità di selezione dei fornitori)	Certificati di conformità agli standard ISO, Dichiarazioni Ambientali, Report di Sostenibilità, comunicazioni attraverso siti web, Elsevier e Springer link, Database Accredia (nel caso delle aziende italiane)
Istituzioni	- Presenza di regolamenti /leggi che promuovono produzione e consumo sostenibili - Presenza di Regole per Categoria di prodotto applicabili	Siti istituzionali dei Ministeri dell'Ambiente dei paesi di riferimento
Mercati	- Adesione del paese di riferimento ad uno o più dei Sustainable Development Goals delle Nazioni Unite (UN, 2016) - Presenza di Regole per Categoria di prodotto applicabili	Registro degli obiettivi nazionali di SDG presentati alla Nazioni Unite (UN, 2019) Envirodec (2019) PEFCR (EU, 2019)

La metodologia adottata è stata quella dell'analisi bibliografica attraverso lo studio della documentazione resa pubblica e disponibile dalle diverse aziende ed istituzioni interessate

attraverso i principali canali di comunicazione di massa. In questa fase non sono state condotte interviste dirette a clienti e competitor identificati dalle aziende coinvolte.

3. Discussione dei risultati

3.1. L'analisi dei clienti e dei competitor

Il primo passo per l'analisi del contesto è consistito nell'identificazione dei paesi in cui le aziende coinvolte nel progetto commercializzano o intendono commercializzare i propri prodotti. In figura 1 vengono quindi rappresentati i paesi risultanti da questa indagine ovvero: Italia, Svizzera, Francia, Germania, Austria, Belgio, Danimarca, Regno Unito, Norvegia, Olanda, Stati Uniti, Canada, Cina e Giappone. 5 delle imprese hanno come principali clienti la GDO e/o il circuito HORECA. 2 aziende (di piccolissime dimensioni) si rivolgono invece prettamente ad un mercato locale preferendo la vendita al dettaglio.

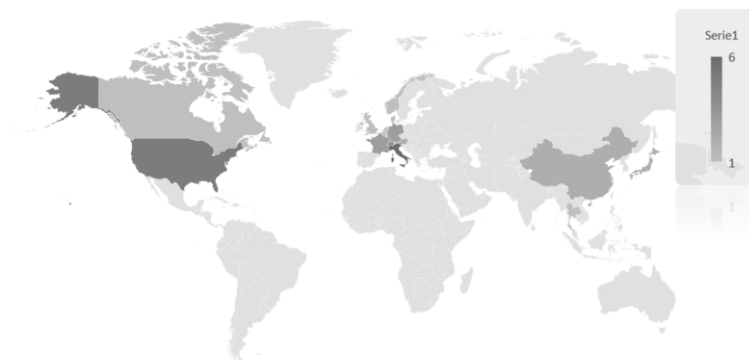


Figura 1: Paesi inclusi nell'analisi (n. partner di progetto che esporta in quel paese)

È seguita quindi l'identificazione dei clienti e la raccolta delle informazioni necessarie alla conduzione dell'analisi dei parametri dichiarati in tabella 2. 34 clienti sono stati quindi indagati attraverso le pubblicazioni (e.g. pubblicazioni scientifiche, dichiarazioni ambientali, report di sostenibilità) ed i loro siti istituzionali. L'analisi (figura 2) ha messo in luce come le catene di distribuzione più grandi siano più propense ad adottare strumenti e programmi per la gestione ambientale di prodotto e di processo, probabilmente in virtù di una maggiore disponibilità di mezzi tecnici ed economici ma anche di una maggiore esposizione nei confronti dei stakeholder. Con riferimento ai paesi analizzati, le catene di distribuzione operanti in Europa sono risultate essere più performanti in tutte le aree di analisi considerate; questa situazione può essere giustificata in relazione ad una maggiore sensibilità dei consumatori e ad un contesto istituzionale strutturato in relazione alle variabili ambientali. In generale le aziende indagate hanno adottato una comunicazione attiva verso l'esterno e dichiarano una maggiore attenzione nei confronti della sostenibilità dei prodotti che acquistano e che poi rivendono nei propri negozi. La maggior parte di esse dichiara inoltre di adottare pratiche per la gestione degli aspetti ambientali sebbene solo poche abbiano deciso di certificare il sistema di gestione. Circa il 20% delle imprese dichiara di aver condotto studi di LCA dei prodotti che vendono, mentre solo alcune si dicono impegnate nell'eco-design dei prodotti che commercializzano. Andando nel dettaglio degli aspetti ambientali al centro dell'attenzione delle imprese è stato possibile identificare i consumi di energia e delle altre risorse naturali, la gestione dei rifiuti e le emissioni di gas serra. Doveroso sottolineare come i risultati di questa analisi si basino sulle informazioni messe a disposizione delle stesse aziende attraverso i canali di comunicazione di massa (e.g. internet), per questo motivo non si può escludere che le stesse abbiano adottato altre pratiche di gestione ambientale decidendo però di non divulgare i risultati ottenuti. Futuri studi potranno quindi integrare ed affinare queste valutazioni attraverso altre metodologie di indagine. Si precisa inoltre come non sia stato possibile reperire dati informazioni relative ai clienti del circuito HORECA. L'attenzione all'ambiente di questi ultimi è stata quindi considerata pari a quella risultante dall'analisi dei mercati riportata successivamente in questo capitolo.

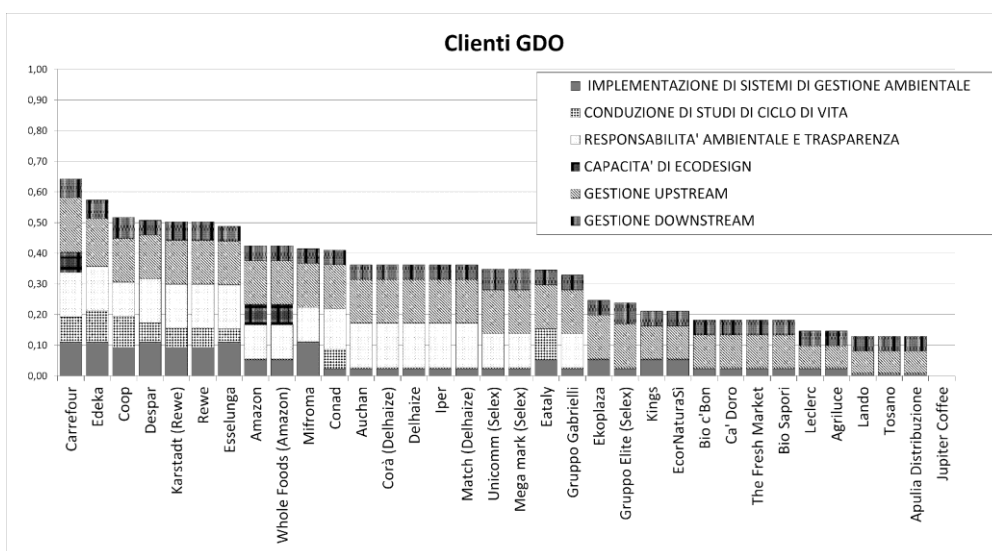


Figura 2: Risultati dell'analisi dei clienti

Con riferimento ai competitor, l'analisi ha messo in luce come solo alcuni abbiano scelto di adottare strumenti per la gestione ambientale di prodotto e di processo mostrando anche una certa riluttanza a rendere pubbliche informazioni relative alla propria attenzione all'ambiente. In particolare solo una piccola percentuale di competitor ha dichiarato di aver condotto studi di LCA o aver adottato pratiche di eco-design mentre tutti le aziende analizzate (oltre 50) dichiarano di avere una certa attenzione nei confronti della sostenibilità dei propri acquisti oltre che alla gestione dell'energia e dei rifiuti. Per ragioni di riservatezza l'elenco ed i risultati di tale valutazione non saranno condivisi.

3.2. L'analisi delle istituzioni

Con riferimento alle iniziative istituzionali, i paesi europei si sono mostrati i più sensibili ed attivi. Oltre alle già citate normative europee in materia di etichettatura ambientale basate sul metodo LCA, ovvero la PEF europea, l'iniziativa francese con la Legge Grenelle o quella italiana con il Made Green in Italy, è doveroso sottolineare come anche il mondo del Green Public Procurement (obbligatorio nel nostro paese) contribuisca attivamente alla sensibilità istituzionale nei confronti dei prodotti in grado di dimostrare performance ambientali di eccellenza (MATTM, 2013). Con particolare riferimento alla Francia si sottolinea come ad oggi non esistano regole di prodotto per le categorie interessate dalle aziende coinvolte nel progetto del Passaporto Ambientale. Nel caso italiano è possibile identificare l'iniziativa di VIVA (Lamastra et al., 2014) per la produzione di vino anche se attualmente non direttamente legata all'ottenimento del marchio Made Green in Italy. A livello Europeo l'esperienza pilota della PEF ha portato alla definizione di regole di categoria di prodotto nel caso dei latticini e derivati e del vino. Al di fuori dell'Europa, sempre riferendoci ai soli paesi oggetto dell'indagine, il solo Giappone presenta uno schema di etichettatura ambientale denominato Eco Mark (JEA, 2019) che propone diverse regole per categoria di prodotto escludendo ad oggi i prodotti alimentari includendo però i packaging con cui questi vengono confezionati e distribuiti. L'analisi di queste esperienze mette in luce come le iniziative istituzionali prediligano un approccio multi-indicatore per la comunicazione dell'performance ambientali e una maggiore attenzione verso gli aspetti legati alle emissioni di gas serra, al consumo di energia e di risorse idriche.

3.3. L'analisi dei mercati

Con riferimento ai mercati, l'analisi ha considerato l'adesione dei paesi di riferimento agli obiettivi degli SDGs delle Nazioni Unite (Bierman, 2017) ipotizzando una maggiore sensibilità di quei mercati i cui paesi hanno dichiarato il proprio impegno in merito. L'analisi ha anche

considerato la presenza di regole per categorie di prodotto applicabili ai prodotti del Passaporto Ambientale che possono aver origine da iniziative di mercato e non da quelle istituzionali. I risultati confermano ancora una volta come i paesi europei siano più sensibili alle variabili ambientali abbracciando in particolare gli obiettivi relativi alla riduzione delle emissioni di gas serra, ai consumi di risorse (energia e acqua) ed alla gestione dei rifiuti. Risulta più bassa invece l'adesione di paesi quali Stati Uniti, Canada e Cina. Per affinare la comprensione della situazione Europea si sono inoltre considerati i risultati di Eurobarometer (2017) che periodicamente produce report e statistiche proprio con l'obiettivo di monitorare la sensibilità dei cittadini europei nei confronti dell'ambiente e anche delle sue piccole e medie imprese. I risultati dell'analisi confermano la consapevolezza dei cittadini in merito alle problematiche ambientali (cambiamenti climatici, consumo idrico e rifiuti su tutti) risulta omogenea in tutti gli stati europei considerati, anche se il nostro paese risulta al di sotto della media. Le maggiori differenze si riscontrano invece nei comportamenti delle PMI: in particolare le aziende italiane sono meno propense all'adozione di misure per limitare consumi energetici e di materie prime.

4. Conclusioni

L'obiettivo di questo articolo è stato quello di presentare i metodi ed i primi risultati conseguiti in seno al progetto del Passaporto Ambientale. In particolare è stato possibile riassumere le risultanze della prima fase di progetto che corrisponde all'analisi del contesto esterno. La metodologia adottata per la sua conduzione ha previsto la combinazione dei requisiti della ISO 14001 con i contenuti della ISO/TR 14062 in materia di eco-design e gestione ambientale e la conduzione di un'analisi bibliografica per la raccolta dei dati necessari. L'obiettivo del modello così strutturato è stato quello di identificare i parametri di eco-design dettati dal contesto esterno e che dovranno quindi essere considerate per lo sviluppo di nuovi sistemi produttivi a ridotto impatto ambientale. I risultati dell'analisi hanno messo in luce come i paesi europei presentino generalmente un contesto più favorevole alla circolazione di prodotti rispettosi dell'ambiente grazie alla presenza di iniziative istituzionali e di mercato che vanno in questa direzione oltre che una maggiore sensibilità da parte dei consumatori. L'eco-design dei sistemi produttivi dovrà quindi adottare un approccio multi-indicatore con particolare riferimento alle variabili energetiche, al consumo di risorse (e.g. risorse idriche) e alle emissioni di gas ad effetto serra. Dal punto di vista metodologico, futuri sviluppi dell'analisi del contesto esterno dovranno riguardare l'affinamento dei dati che oggi coprono solo quelli resi disponibili pubblicamente dalle aziende o dalle istituzioni in esame oltre che alle banche dati impiegate in ambito scientifico. I prossimi step di progetto prevedono di procedere con l'analisi del contesto interno dei sistemi produttivi coinvolti che sarà basata sull'applicazione di studi di LCA e l'identificazione di un benchmark aziendale per la riduzione degli impatti.

5. Bibliografia

Bierman, F, Kanie, N, Kim, ER, 2017. Global governance by goal-setting: the novel approach of the UN Sustainable Development Goals United Nation SDG. Curr. Opin. Sust. 26, 26-31.

Assemblée nationale et le Sénat France, 2015. La loi no 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte. Loi n. 2015-92.

Lamastra, L, Suci N, A, Novelli, E, Trevisan, M, 2014. A new approach to assessing the water footprint of wine: An Italian case study. Sci. Tot. Environ. 490, 748–756.

MATTM, 2013. Piano d'azione per la sostenibilità ambientale dei consumi nel settore della pubblica amministrazione. Revisione 2013. Gazzetta ufficiale della Repubblica Italiana n.102.

MATTM, 2018. DECRETO 21 marzo 2018, n. 56 Regolamento per l'attuazione dello schema nazionale volontario per la valutazione e la comunicazione dell'impronta ambientale dei prodotti, denominato «Made Green in Italy», di cui all'articolo 21, comma 1, della legge 28 dicembre 2015, n. 221.

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

ISO, 2006a. ISO 14044 Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines.

ISO, 2006b. ISO 14025 Environmental labels and declarations -- Type III environmental declarations -- Principles and procedures.

ISO, 2007. ISO/TR 14062: Environmental management – Integrating environmental aspects into product design and development.

ISO, 2015. ISO 14001: Environmental management – Environmental management systems — Requirements with guidance for use.

United Nation, 2019. SDG progress report, viewed 15 Jan 2019, <https://www.un.org/sustainabledevelopment/progress-report/>

Environdec, 2019. Product category rules, viewed 02 Feb 2019, <https://www.environdec.com/PCR/>

EU Commission, 2019. Environmental Footprint pilots, viewed 02 Feb 2019, http://ec.europa.eu/environment/eussd/smgp/dev_methods.htm

JEA, 2019. Ecomark, viewed 02 Apr 2019, <https://www.ecomark.jp/english/>.

Valorizzazione dei sottoprodotti di una filiera agroalimentare: co-frangitura di olive e bucce e semi di pomodoro per la produzione di olio con licopene

Cristian Chiavetta¹, Sara Cortesi¹, Carmelo Cascone², Valentina Fantin¹, Simona Scalbi¹, Alessandra Bendini³, Federica Tesini³, Tullia Gallina Toschi³

¹ENEA-LEA, Laboratorio ENEA per l'Ambiente, Bologna

²DICAM - Università di Bologna

³CIRI Agro – Centro Interdipartimentale di Ricerca Industriale Agroalimentare, Università di Bologna

Email: cristian.chiavetta@enea.it

Abstract

La lavorazione del pomodoro genera un importante volume di sottoprodotti costituiti da bucce e semi in cui sono contenute elevate quantità di caroteni e carotenoidi, tra cui il licopene che vanta interessanti proprietà nutraceutiche. Lo studio di Life Cycle Assessment che viene presentato in questo articolo intende supportare la progettazione di un impianto di valorizzazione di tali sottoprodotti tramite co-frangitura con olive per l'ottenimento di olio con licopene. L'analisi di LCA di screening dell'impianto a scala di laboratorio, attraverso la parametrizzazione di alcune grandezze che caratterizzano il processo, mette a confronto gli impatti derivanti da diverse configurazioni impiantistiche e di reperimento e gestione degli input di processo, al fine di suggerire soluzioni progettuali che permettano di minimizzare le esternalità ambientali generate dall'impianto di produzione di olio al licopene a scala industriale.

1. Introduzione

Il settore agroalimentare genera quantità rilevanti di sottoprodotti e scarti, il cui smaltimento produce impatti ambientali ed economici negativi. L'attenzione delle politiche europee sulla sostenibilità è rivolta alla loro riduzione e valorizzazione mediante innovazione tecnologica e di sistema, per aumentare la competitività delle imprese e creare nuove opportunità di lavoro. In questo contesto si sviluppa il progetto “Food-Crossing District due nuovi alimenti da sottoprodotti ed una mappa delle relative economie circolari in Emilia Romagna”, finanziato dal POR-FESR 2014-2020 della Regione Emilia-Romagna, che coinvolge il Laboratorio ENEA-LEA, il Laboratorio CIRI-AGRO dell'Università di Bologna e le due aziende regionali Barilla e Consorzio Casalasco del pomodoro. Il progetto prevede la definizione, l'analisi e la valutazione della scalabilità e profittabilità a livello industriale di due processi di valorizzazione di scarti alimentari, per l'ottenimento di prodotti funzionali ad alto valore aggiunto:

- crusca e cruschetto provenienti dalla lavorazione del grano, da cui ottenere crusca disoleata e torrefatta ed olio di germe di grano per il mercato alimentare o il settore dei biocarburanti;
- semi e bucce di pomodoro, provenienti dalla lavorazione industriale, per l'ottenimento di un condimento a base di olio naturalmente ricco in composti bioattivi. Inoltre, nel progetto è prevista la definizione e l'ottimizzazione di percorsi di simbiosi industriale tramite la realizzazione di una mappa dinamica delle economie circolari e di uno strumento finalizzato alla raccolta ed elaborazione dei dati offerti dalle imprese coinvolte. Lo studio di screening qui presentato si focalizza sulla valutazione della sostenibilità ambientale con approccio di ciclo di vita della tecnologia per la valorizzazione dei sottoprodotti del pomodoro, individuandone gli hot-spot e suggerendo opzioni di miglioramento al fine di proporre sul mercato una tecnologia a basso impatto ambientale. Per quanto riguarda il pomodoro, il processo di trasformazione industriale a cui è sottoposto genera uno scarto significativo, il cui 10-30% è costituito da bucce e semi contenenti elevate quantità di caroteni e carotenoidi, tra cui il licopene, che vanta proprietà biologiche correlate alla sua attività antiossidante e detossificante. Per questa ragione, il riutilizzo di scarti di lavorazione del pomodoro rappresenta un'alternativa vantaggiosa per arricchire un substrato lipidico come l'olio ottenuto dalle olive, già noto per le sue proprietà nutraceutiche.

Lo studio LCA di screening, conforme alle norme ISO 14040 e ISO 14044 (ISO, 2006), è stato realizzato con un modello parametrico tramite il software GaBi ts (8.7.0.18 version). In particolare gli obiettivi dello studio prevedono:

- la valutazione delle performance ambientali dello scenario tecnologico di co-frangitura di olive e sottoprodotti del pomodoro per l'ottenimento di olio di oliva arricchito in composti bioattivi del pomodoro, utilizzato per la sperimentazione in laboratorio;
- la valutazione ed il confronto di diversi scenari e layout tecnologici al fine di fornire indirizzi di natura progettuale volti alla minimizzazione degli impatti ambientali generati dal processo.

2. Descrizione del sistema di prodotto analizzato

Il sistema analizzato è costituito dall'impianto pilota a scala di laboratorio realizzato da CIRI-AGRO, che prevede un frangitore, una gramola ed un decanter al quale è applicato un reattore ultrasonico verticale. Mediante un processo di co-frangitura di olive e sottoprodotto del pomodoro, è possibile produrre un olio contenente licopene. Questo composto bioattivo viene naturalmente trasferito nella matrice oleosa grazie alla sua liposolubilità. Al fine di fornire dati sugli impatti ambientali generati da configurazioni impiantistiche differenti, allo scenario di base sopra descritto, attraverso un'analisi di sensitività permessa dalla parametrizzazione di alcune grandezze, verranno confrontati i risultati di LCA connessi ad altre soluzioni impiantistiche.

3. Obiettivi e campo di applicazione dello studio

La funzione del sistema è la produzione di olio con licopene ottenuto tramite co-frangitura di olive e bucce e semi di pomodoro. L'unità funzionale è 100 mg di licopene in olio. Il flusso di riferimento dello studio è dato dalla quantità di olive co-frante assieme ai sottoprodotti del pomodoro per ottenere una quantità di olio contenente 100 mg di licopene. I confini del sistema includono le fasi del ciclo di vita volte all'approvvigionamento delle materie prime (olive) e delle materie prime seconde (sottoprodotti del pomodoro) e alle attività di co-frangitura svolte in frantoio per la produzione di olio con licopene. In particolare si sono considerati:

- l'estrazione dell'acqua dai sottoprodotti di lavorazione del pomodoro (estrazione dell'acqua con vite senza fine);
- la conservazione e il trasporto con mezzo refrigerato (dal centro di produzione al frantoio) dei sottoprodotti di lavorazione del pomodoro;
- il trasporto delle olive dal centro di produzione al frantoio;
- le attività di co-frangitura di olive e sottoprodotto del pomodoro, coadiuvate dall'impiego di un ultrasonificatore, per la produzione di olio-cofranto;
- il trattamento delle acque reflue provenienti dal trattamento con vite senza fine di bucce e semi di pomodoro al fine di ridurre il loro contenuto d'acqua.

Sono esclusi dai confini del sistema considerati:

- i processi di produzione delle olive e dei sottoprodotti del pomodoro, poiché lo studio ha l'obiettivo di valutare le prestazioni ambientali della soluzione tecnologica proposta dal progetto;
- il processo di lavaggio con olive a fine ciclo di co-frangitura;
- lo smaltimento finale della sansa umida, che sarà incluso nello studio LCA completo da effettuare nel proseguimento del progetto, poiché in questa analisi di supporto alla definizione della configurazione ottima di impianto considerare gli impatti legati allo smaltimento della sansa non avrebbe offerto informazioni utili al raggiungimento degli obiettivi dello studio.

In questo studio preliminare si sono utilizzate olive di qualità "Peranzana", tipica dell'Alto Tavoliere di Puglia, perciò la localizzazione del sito di produzione delle olive è stata fissata a Torremaggiore (FG) – Italia. Nel trasporto dei sottoprodotti di lavorazione del pomodoro è

stato considerato un consumo aggiuntivo di diesel dovuto alla refrigerazione e di refrigerante. Inoltre, per l'allocazione della quantità di refrigerante è stata stimata una vita utile del camion pari a 300.000 km coerentemente con la vita utile del mezzo. Per la fase di valutazione degli impatti è stato applicato il metodo ILCD/PEF (EC JRC IES, 2011).

4. Analisi di inventario

Per lo studio sono stati utilizzati dati primari, relativi al 2016, forniti, dal laboratorio CIRI-AGRO, per quanto riguarda le sperimentazioni di co-frangitura di olive e sottoprodotti del pomodoro, in termini di consumi energetici ed input ed output dell'impianto e da Consorzio Casalasco, per i consumi relativi al trattamento con vite senza fine, inclusa la percentuale di riduzione del contenuto d'acqua dei sottoprodotti del pomodoro. Essendo i dati primari considerati dati ili, nell'analisi di inventario verranno riportati solo alcune informazioni ed in valore percentuale. I dati secondari sono stati ottenuti da letteratura e da database specifici per LCA. Per garantire la coerenza dello studio e l'uniformità dei risultati è stata utilizzata la banca dati Ecoinvent, nella versione 3.1 (Ecoinvent, 2015). Inoltre sono stati impiegati dati terziari per i consumi della conservazione di bucce e semi di pomodoro, il trasporto refrigerato di bucce e semi di pomodoro, la distanza percorsa per il trasporto delle olive e per le stime di potenze e consumi dell'impianto di frangitura e ultrasonicazione a dimensione industriale.

4.1 Estrazione dell'acqua dai sottoprodotti di lavorazione del pomodoro

Le bucce e i semi di pomodoro subiscono un trattamento con vite senza fine che permette la riduzione del loro contenuto d'acqua pari a circa il 12,5% (dato primario) e le acque reflue prodotte sono trattate in un impianto di trattamento acque reflue.

4.2 Conservazione dei sottoprodotti del pomodoro

La conservazione dei sottoprodotti del pomodoro dipende dalla sovrapposizione dei periodi di produzione di olive e di lavorazione del pomodoro da conserva. Per questo motivo, è stata parametrizzata la durata della conservazione, al fine di valutare gli impatti connessi a tempi di stoccaggio refrigerato differenti. Tale durata può variare da zero giorni, nel caso migliore, fino a 90 giorni, nel caso peggiore (dato primario). Considerato il rapido deterioramento del sottoprodotto, nel caso in cui questo venga stoccato a temperatura ambiente, si è resa necessaria la conservazione in celle frigorifere (di capacità pari a 0,7 m³ con una potenza assorbita di 750 W) ad una temperatura compresa tra i -10 e i -20 °C (dato primario). La densità di bucce e semi di pomodoro è stata considerata pari a 1300 kg/m³ (dato primario). Nello studio sono stati considerati 30 giorni di conservazione in cella frigorifera per la configurazione impiantistica di laboratorio.

4.3 Trasporto refrigerato dei sottoprodotti di pomodoro

Le bucce ed i semi di pomodoro sono trasportati per 250 km corrispondenti alla tratta Piacenza (sede dello stabilimento di lavorazione del pomodoro ARP Tomato) - Cesena (sede del frantoio CIRI-AGRO) tramite un veicolo commerciale leggero (dato primario) dotato d'impianto di refrigerazione per il mantenimento di una temperatura conforme alle specifiche di conservazione -18 °C. Per includere il processo di refrigerazione nel modello è stato considerato un consumo di diesel pari a 0,6 l/h e di refrigerante di tipo R134 pari a circa 0,01g/km (dato secondario).

4.4 Trasporto olive

È stata considerata una distanza di 441 km, corrispondenti alla tratta Torremaggiore (FG) (centro di raccolta e stoccaggio delle olive) - Cesena (FC) (sede del frantoio CIRI-AGRO). Per il trasporto è stato considerato un camion con capacità compresa tra 3,5 e 7,5 tonnellate (dato secondario).

4.5 Processo di co-frangitura con sonicatore

Dalle prove di co-frangitura effettuate nel frantoio sperimentale del CIRI-AGRO con e senza l'uso dell'ultrasonificatore, è emerso che la resa in olio, rispetto alla massa in input, duplica in caso di applicazione degli ultrasuoni, e si registra un incremento di concentrazione di licopene per kg d'olio di circa il 6% (dato primario). Sulla base della portata massima circolante all'interno dell'impianto, è stata definita una durata minima necessaria per il processo di sonicazione nel frantoio sperimentale. Nella configurazione a scala industriale è possibile ridurre di oltre il 60% tale durata. (Bejaoui et al., 2016 e Clodoveo et al., 2013). L'impianto a scala industriale prevede una portata 3 volte più alta della portata utilizzata nell'impianto sperimentale.

5. Valutazione degli impatti ed interpretazione dei risultati

La Tabella 1 riporta i risultati di caratterizzazione per il sistema analizzato. I risultati di normalizzazione, secondo il metodo "ILCD/PEF Pilot 1.09, EU-27 (2010)", sono invece riportati in Figura 1 facendo riferimento alle sole categorie di impatto con livello di attendibilità I e II secondo quanto stabilito da EC JRC IES, (2011). Attraverso un'analisi di contributo dei risultati di normalizzazione riferiti alle diverse unità di processo che costituiscono lo scenario tecnologico in valutazione, è evidente come la maggior parte degli impatti sia imputabile al consumo di risorse per il trasporto di olive e di bucce e semi di pomodoro al centro di produzione dell'olio con licopene.

Tabella 1: Risultati di caratterizzazione per il ciclo di vita dell'impianto di laboratorio

Categorie d'impatto	
Acidification midpoint [Mole of H+ eq.]	0,0678
Climate change midpoint, incl biogenic carbon [kg CO ₂ -Equiv.]	15,7
Ecotoxicity freshwater midpoint [CTUe]	120
Eutrophication freshwater midpoint [kg P eq]	0,00209
Eutrophication marine midpoint [kg N-Equiv.]	0,0137
Eutrophication terrestrial midpoint [Mole of N eq.]	0,139
Human toxicity midpoint, cancer effects [CTUh]	6,19E-07
Human toxicity midpoint, non-cancer effects [CTUh]	3,76E-06
Ionizing radiation midpoint, human health [kBq U235 eq]	1,7
Ozone depletion midpoint [kg CFC-11 eq]	2,67E-06
Particulate matter/Respiratory inorganics [kg PM _{2,5} -Equiv.]	0,00696
Photochemical ozone formation midpoint, human health [kg NMVOC]	0,048
Resource depletion water, midpoint [m ³ eq.]	0,0939
Resource depletion, mineral, fossils and renewables, [kg Sb-Equiv.]	0,00143

Una più approfondita analisi di contributo dei flussi in input ed output al modello costruito ha confermato che i flussi responsabili di impatto sulla categoria del consumo delle risorse sono proprio quelli relativi al consumo di risorse non rinnovabili imputabili ai trasporti delle materie prime e seconde in ingresso all'impianto. Dalla Figura 2 si evince come il consumo di tali risorse ammonti per i due processi di trasporto delle olive e dei sottoprodotti del pomodoro ad oltre il 90% del totale consumato nell'intero ciclo di vita analizzato. Per quanto riguarda il Global Warming Potential, il ciclo di vita analizzato genera 15,7 kg di CO₂eq. prodotte in maniera preponderante dal consumo di risorse dei processi di trasporto delle due materie prime al frantoio, olive e bucce e semi di pomodoro, con un valore percentuale complessivo che si attesta al di sopra del 70%. I risultati presentati hanno dimostrato come la fase di trasporto sia la più grande causa di externalità negative sull'ambiente per il modello costruito sulla base delle ipotesi precedentemente descritte.

In virtù di ciò si è deciso di indagare come variano i risultati al variare delle distanze di approvvigionamento delle materie in ingresso al processo, attraverso un'analisi di sensitività di tale grandezza. In particolare:

- la distanza dal centro in cui sono recuperati gli scarti di pomodoro e l'impianto di produzione dell'olio, è ipotizzata pari a 30 km;
- il percorso che collega il centro di approvvigionamento delle olive al frantoio è pari, anch'esso, a 30 km.

Conseguentemente alla riduzione delle distanze di approvvigionamento, i valori di tutti gli indicatori di impatto per i risultati di caratterizzazione diminuiscono drasticamente, con una riduzione minima del 60% nella categoria riguardante l'eutrofizzazione delle acque (Eutrophication Freshwater) fino ad una riduzione maggiore del 90% per quella relativa all'esaurimento delle risorse minerali, fossili e rinnovabili (Resource depletion, Mineral, Fossils and Renewables).

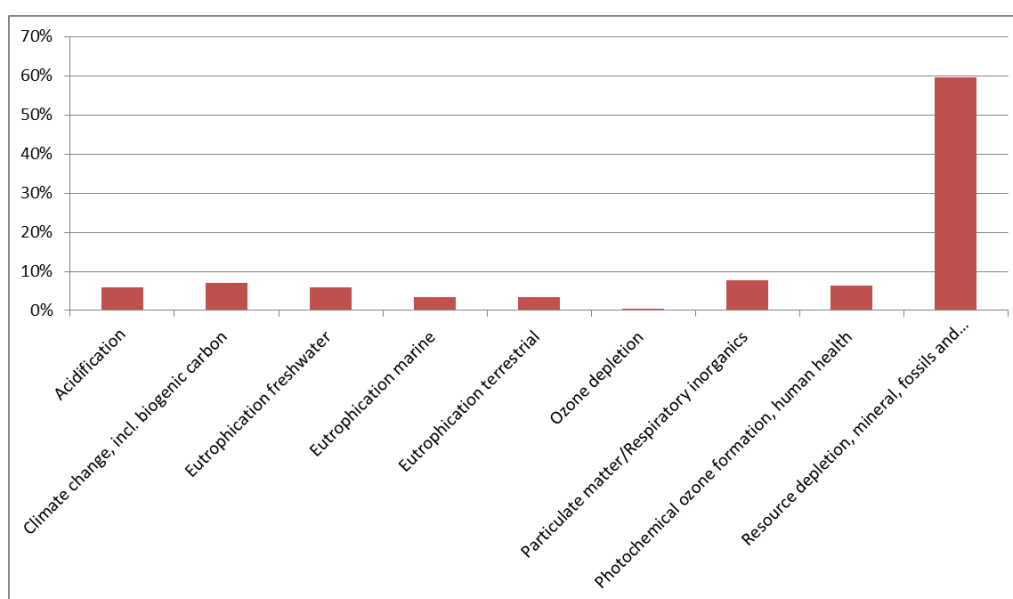


Figura 1: Risultati di normalizzazione per l'impianto di co-frangitura di laboratorio

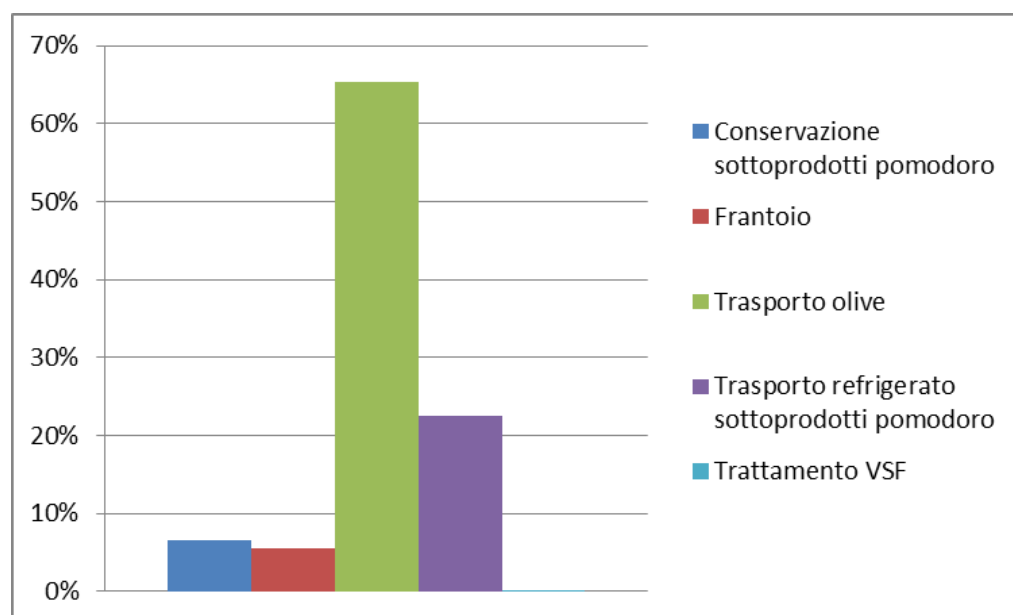


Figura 2: Analisi di contributo dei diversi processi che costituiscono il ciclo di vita dell'impianto di laboratorio rispetto ai risultati di normalizzazione proposti in Figura 1

La riduzione delle distanze di approvvigionamento fa sì che la distribuzione dei contributi di impatto vari sensibilmente rispetto a quanto visto per i risultati relativi alla configurazione di laboratorio (scenario di riferimento). Una volta ottimizzato il processo di approvvigionamento, l'hot-spot ambientale diviene la fase di conservazione dei sottoprodotti del pomodoro, con valori che si attestano tra il 35% ed il 45% del totale degli impatti generati dal processo lungo il ciclo di vita per tutte le categorie, ad eccezione di quella riguardante l'esaurimento di risorse in cui la riduzione si attesta a poco più del 12%, a causa dell'influenza dominante per questo tipo di indicatore dei processi di trasporto, già discussa precedentemente. La non coincidenza dei periodi di raccolta delle olive e di lavorazione del pomodoro determina la necessità di conservare il sottoprodotto sino alla co-frangitura dello stesso con olive. Tale fattore diventa la principale causa di impatti ambientali se viene adottata una strategia di approvvigionamento di filiera corta delle materie in input al processo, dove i trasporti incidono in misura minore. I 30 giorni considerati nel modello per i risultati finora discussi sono da considerarsi un'ipotesi ottimistica: nelle annate meno favorevoli, una produzione di pomodoro da conserva in piena estate ed una raccolta di olive in pieno autunno possono portare tale divario ad espandersi fino a raggiungere i 90 giorni. Mettendo a confronto l'ipotesi in cui varia il tempo di conservazione da 1 mese a 3 mesi, le ripercussioni negative sull'ambiente subiscono un incremento sostanziale per quasi la totalità delle categorie d'impatto e ciò è dovuto al fatto che i consumi di energia elettrica triplicano, incidendo pesantemente sugli impatti dell'intero ciclo di vita. Le categorie con un aumento più rilevante sono quelle legate al cambiamento climatico ("Climate change Potential") con un +32%, l'acidificazione ("Acidification Potential") con un +37%, e l'eutrofizzazione delle acque dolci ("Eutrophication freshwater Potential") anch'essa con un +37%. Inoltre, si è confrontata la configurazione impiantistica che prevede il ricorso all'ultrasonificazione con quella più tradizionale che non prevede un sonificatore a supporto del processo di co-frangitura. I risultati ottenuti evidenziano una riduzione di circa il 50% per i valori di tutte le categorie di impatto per il sistema che contempla la sonicazione. L'elemento che gioca un ruolo chiave nello spiegare tale risultato è l'aumento di resa in olio, derivante dall'applicazione del processo di sonicazione che prevede un incremento del consumo di energia elettrica pari a circa il 4%. Infine, è stata definita una configurazione tecnologica che permettesse un confronto tra le tecnologie impiegate nell'impianto pilota a scala di laboratorio e un possibile impianto industriale per la produzione di olio co-franto. Secondo le ipotesi applicate, la configurazione industriale, oltre a beneficiare di un effetto di scala sui consumi del frantoio, prevede un'applicazione del reattore ad ultrasuoni con un tempo di esposizione della pasta di olive e sottoprodotto del pomodoro ridotto di circa il 60% e l'utilizzo di una cella frigorifera di maggiori dimensioni (10 m³), che comporta la riduzione dei consumi elettrici per unità di massa refrigerata, a causa dell'inversa proporzionalità tra la potenza per unità di volume ed il volume della cella. Il passaggio ad una configurazione industriale del processo comporta dunque un sensibile beneficio in termini ambientali, che si attesta tra il 15 ed il 20% per la maggior parte delle categorie di impatto.

6. Conclusioni

L'analisi LCA di screening sulla tecnologia realizzata a scala di laboratorio per la produzione di olio naturalmente addizionato in licopene, ha consentito di definire alcune linee di indirizzo per una progettazione ottimizzata dell'impianto in questione. In particolare, lo screening è stato realizzato mediante un'analisi di sensitività che ha considerato diversi parametri e configurazioni, tra cui la distanza di reperimento degli input di processo, la durata di conservazione dei sottoprodotti del pomodoro, gli effetti del processo di scale-up e l'applicazione degli ultrasuoni al processo. L'analisi ha anche evidenziato l'opportunità di introdurre modifiche più sostanziali al processo analizzato. Dovrebbe essere considerata la possibilità di conservazione degli scarti di pomodoro attraverso il ricorso a sistemi differenti rispetto alla refrigerazione come l'essiccazione, la liofilizzazione, l'atomizzazione o il ricorso

a sistemi impiantistici come l'essiccatore rotante sottovuoto (Casas et al., 2008). Potrebbe inoltre essere valutata la possibilità di rivolgersi, per il reperimento degli scarti del pomodoro, a particolari filiere di produzione che trattino cultivar tardive di pomodoro, così da ridurre il tempo di conservazione in ambiente refrigerato prima della fase di co-frangitura con le olive. Inoltre, pur non essendo stato incluso nei confini del sistema, il processo di lavaggio con olive necessario alla fine del processo di co-frangitura suggerisce come il periodo di produzione di olio co-franto debba essere intervallato in frantoio il meno possibile dalla frangitura di sole olive per la produzione di olio di oliva, in un'ottica di minimizzazione del numero di processi di lavaggio. Questa proposta permetterebbe di utilizzare impianti già attivi, in cui sia possibile inserire il sonificatore nella linea produttiva per l'applicazione degli ultrasuoni alla pasta di olive e bucce e semi di pomodoro. Infine, seppur non considerata in questo studio, la produzione di sanse dal processo può rappresentare una criticità a causa del contenuto in esse di semi e bucce di pomodoro. Una possibile valorizzazione della sansa prodotta dalla frangitura delle sole olive è, infatti, rappresentata dal conferimento ai sansifici. Tuttavia è necessario indagare se anche le sanse derivanti dal processo di co-frangitura previsto per l'ottenimento di olio al licopene siano percepite come accettabili dai sansifici in termini di caratteristiche fisico-chimiche. Nel caso in cui la presenza di scarti di pomodoro dovesse inficiare la qualità e le caratteristiche reologiche del prodotto, queste potrebbero essere trasformarsi in rifiuti per cui prevedere un'apposita gestione, con un possibile aggravio della pressione sull'ambiente che andrebbe opportunamente quantificato per una valutazione complessiva e corretta del sistema.

7. Bibliografia

Bejaoui M.A., Beltran G., Sanchez-Ortiz A., Sanchez S. and Jimenez A., 2016. Continuous high power ultrasound treatment before malaxation, a laboratory scale approach: Effect on virgin olive oil quality criteria and yield, *Eur.J. Lipid Sci. Technol.*, 118:332-336.

Casas E., Faraldi M. and Bildstein M., 2008. Guida pratica sui composti bioattivi ottenibili dai sottoprodotti della trasformazione del pomodoro, *Bioactive-Net*.

Clodoveo M., Durante V., La Notte D., Punzi R. and Gambacorta G., 2013. Ultrasound-assisted extraction of virgin olive oil to improve the process efficiency, *Eur.J. Lipid Sci. Technol.*, 115: 1062-1069.

D.M. 8 Maggio 2012 (G.U. n. 129 del 5 Giugno 2012). Criteri Ambientali Minimi per acquisizione dei veicoli adibiti al trasporto su strada.

European Commission (EC), – Joint Research Center (JRC) – Institute for Environment and Sustainability (IES), 2011. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context, Publications Office of the European Union.

Ecoinvent 3.1, 2015, viewed in January 2017, www.ecoinvent.org

GaBi ts Professional – Product Sustainability Software – 8.7.0.18 version, Thinkstep Sustainability and Consulting, www.gabi-software.com

ISO 14040, 2006. Environmental management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework, Geneva, Switzerland:ISO – International organization for standardization.

ISO 14044, 2006. Environmental management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines, Geneva, Switzerland:ISO – International organization for standardization.

POSTER

Functional unit selection for Life Cycle Assessment in mixes with Supplementary Cementitious Materials: a literature review

Felipe Vargas^{1,2*}, Lucia Rigamonti¹

¹ Politecnico di Milano, DICA - Environmental Section, Piazza Leonardo da Vinci 32,
20133 Milano, Italy

² Pontificia Universidad Catolica de Chile, Engineering School - DCEM, Vicuña Mackenna 4860,
7820436 Santiago, Chile

* Email: frvargas@uc.cl

Abstract

The use of supplementary cementitious materials in concrete has risen in the last years due to economic, environmental, durability and mechanical performance improvements. Nevertheless, the selection of the functional unit (FU) on the life cycle analysis (LCA) of these mixes is still under discussion. Many studies use kg of cement or m3 of concrete as functional unit, despite that those FUs are not a proper functional unit for most concrete uses and tend to underestimate the impact of the use of supplementary cementitious materials. There are some other functional unit proposals over literature, such as binder index or the use of ratios to compare with normal concrete mixes. A review of recent publications related with LCA of cement and concrete mixes with supplementary cementitious materials is presented in order to evaluate their FU selection and impact on the LCA evaluation.

1. Introduction

Concrete industry has a significant effect on environmental impact due to CO₂ emissions, representing approximately 8% of total emissions (Miller et al., 2018). This can be divided into the energy required to heat the raw materials (approx. 50%) and by the chemical reactions (mainly decarbonation) needed to produce cement (Moretti and Caro, 2017). Some options to reduce the impact of cement production are the reduction of the energy consumption at production or of the cement consumption at construction sites. Another option is to increase the use of Supplementary Cementitious Materials (SCMs).

An SCM is a material added into cementitious mixes or directly into concrete that can contribute to the hydration reaction of cement in two ways (Vargas and Lopez, 2018): (a) chemically, also called hydraulic and pozzolanic effect, providing compounds to generate new or improved hydration products, and (b) physically, providing a surface to aggregation for hydration products at early ages of the reaction. Well known SCMs are granulated blast furnace slag (GBFS), silica fume (SF), natural pozzolans (NP), rice husk ash (RHA), limestone powder, sewage sludge ashes (SSA), and fly ash (FA). In addition, most of the SCM used are by-products from other industries.

The effect of the addition of SCMs into cementitious mixes has been studied widely and for a long time, focused on mechanical performance and effects on durability (Juenger and Siddique, 2015). Nevertheless, the environmental impact of the use of those materials has been only recently incorporated into the analysis and decision-making of their use. A problem detected on the analyzes carried out on the environmental impacts of the use of cementitious materials (cement, SCM and subsequently concrete) is the choice of the functional unit. Sagastume Gutiérrez et al. (2017) showed in a comprehensive study that there is no consensus on the election of the functional unit for Life Cycle Assessment (LCA) analyses carried out on cement production. Of 20 studies cited in this paper, 19 use as functional unit some measure of the mass of material (kg or t of cement), while only Damineli et al. (2010) (Damineli et al., 2010) (Damineli et al., 2010) proposes the use of an indicator (binder intensity factor) that attempts to incorporate the mechanical performance and durability of the product obtained.

The aim of this paper is to present a review on LCA studies over the use of Supplementary Cementitious Materials on cementitious mixes to evaluate how the Functional Unit (FU)

(whether it is a proper functional unit by itself or a declared unit) has been chosen and the impact of this choice on some of the results obtained in the studies.

2. Literature Review

For this review, thirteen papers were selected based on the use of different SCMs into concrete or cementitious mixes. The studies were selected according to the keywords SCM/supplementary cementitious material/concrete/cement + LCA. Table 1 summarizes these LCA studies: source, SCM used, geographical context and functional unit are indicated. The focus is on the selected FU. Three problems related with LCA studies in mixes with SCMs used as replacement of cement were identified from this review.

The first issue is that there is no proper selection of the FU. Using the proper FU is important to ensure that what is being analyzed and compared has the same performance according to the variables that are being under analysis (Klopffer and Grahl, 2015). Regardless this, most of the studies use a volumetric unit as functional unit. This is only for comparison purposes between mixes, but not consider the performance of the mixes (mechanical, durability, workability, etc.). An advantage of the use of volumetric units in the study of cementitious materials and concrete is the ease of calculation and analysis, as well as the easy distribution of the impacts of each of the components. This is useful for comparison of mixtures at the same kind of projects, assuming that the same volumes will also be used. However, leaving some performance variable outside of the measurement does not allow to review the advantages of the use of SCM (or even different types of cement): an improvement in compressive strength that can change geometry of elements or the use and quantity of reinforcing steel. Other few studies use FUs derived from the proposal of Damineli et al. (2010). This binder intensity index relates, in most cases, kilograms of binder (cement + SCM) needed to produce 1 Mpa of compressive strength. In some cases, a durability measure is added, for example years of durability. Equation 1 shows the most common binder index found on literature.

$$\text{binder index} = \frac{\text{binder content (kg)}}{\text{Mechanical Performance (Mpa)} * \text{Durability Performance (years)}} \quad (1)$$

As an extension of this index, the same study proposes the use of a CO₂ index, which relates the amount of CO₂ emitted per unit of performance (Mpa in this case) in the same way that in the binder index.

On the other hand, in cases where a durability performance variable is incorporated into the functional unit, is difficult to predict if the proper durability variable was chosen. For example, Rapid Chloride permeability ratio is proposed by Panesar et al. (2017) as FU and is used by other LCA studies about cement and concrete (Cheng et al., 2018; Kurda et al., 2018b), but this ratio is not a standard that allows covering all aspects of durability that concern a concrete mixture (Mehta and Monteiro, 2014). In this case, other approaches include the use of simulations on the durability of concrete mixes that incorporate different tests results (permeability, carbonation, bar-expansion tests) as on Vieira et al. (2018) work, where they use simulation to predict service life of self-compacting concrete mixtures and then use the data to estimate environmental impacts.

While those are good approaches to consider performances variables as compressive strength and/or durability, not always these variables are used in the design of the mixtures for projects. This is especially valid for large concrete consumption projects, such as dams, bridges or tunnels, where variables like workability, heat of hydration or setting time are also highly relevant, and the use of SCMs is intensive to control this type of mixtures.

Table 1: Literature review summary. LCA studies about SCM uses on cementitious mixes (SSA: Sewage Sludge Ash; RHA: Rice Husk Ash; FA: Fly Ash; LF: Limestone Filler; GGBS: Ground Granulated Blast-Furnace Slag; CS: Copper Slag; SF: Silica Fume; NP: Natural Pozzolan)

Source	SCM	Geographical Context	Functional Unit
Nakic, 2018	SSA	Croatia	m ³ of concrete
Gursel et al., 2016	RHA/FA/LF	USA	m ³ of concrete
Sagastume Gutiérrez et al., 2017	Zeolite	Colombia	CFP=m/(CS*D) CFP=Cement Functional Unit m=mass of binder CS=compressive strength at 28d D=Durability (years)
Panesar et al., 2017	Slag/LF/SF	Canada	FU ₁ : m ³ ratio FU ₂ : MPa ratio FU ₃ : Rapid Chloride permeability ratio FU ₄ : binder intensity (≈kg/(MPa*year)) FU ₅ : FU ₂ X FU ₃ FU ₆ : FU ₃ x FU ₄
Kurda et al., 2018a	RA/FA	Portugal	m ³ of concrete
Yang et al., 2015	FA/GGBS	South Korea	m ³ of concrete
Teixeira et al., 2019	Coal/Biomass FA	Portugal	m ³ of mortar
Chen et al., 2010	FA/GGBS	France	kg of FA and GGBS
De Schepper et al., 2014	FA/CS	Belgium	bi=kg/(MPa*year) bi=binder index
Lee and Park, 2005	GGBS	Korea	kg of cement and GGBS
Khodabakhshian et al., 2018	SF/Marble Waste Filler	Iran	m ³ of concrete
Celik et al., 2015	SF/FA	United States	m ³ of concrete
Robayo-Salazar et al., 2018	NP/GGBS	Colombia	m ³ of alkali activated mix

Another problem is that the selection of the FU is not generally validated, so depending on the study and the ease of analysis, it is proposed to use a volumetric FU or one that considers some performance variables. This prevents the analytical comparison between alternatives and between different studies of the use of different SCMs.

Table 2 shows a summary of three of the previous showed studies where Fly Ash was used as SCM and functional unit was m³ of concrete. Despite different geographical context, the table shows that the comparison among studies using SCMs is difficult when data is not normalized by some index, such as binder index.

Table 2: Summary of three studies on the use of Fly Ash as SCM. Comparison of impacts using m^3 as FU and normalization by kg of cement, kg of binder, Mpa and binder index

Source	kg of Fly Ash	CO ₂ -eq / m ³ with FA	CO ₂ -eq / kg Cement	CO ₂ -eq / kg Binder	CO ₂ -eq / Mpa	CO ₂ -eq/(kg binder/Mpa)
Kurda et al. (2018a)	119	269.0	1.10	0.77	6.69	48.42
Gursel et al. (2016)	117	381.5	1.38	0.96	7.95	43.82
Celik et al. (2015)	136	412.0	1.30	0.91	8.08	47.84

If a comparison is made with the FU chosen in the studies (m^3 of concrete), the difference between the higher value and the lower value is about 35%, but if the same comparison is made with data normalized by a binder index, the difference is only about 9%. Considering that a majority of SCMs are by-products from other industries (Lothenbach et al., 2011), the choice of an environmentally cleaner alternative is important, but not always the most relevant decision trigger. Because of this, and related with the previous point, it is fundamental that studies can compare environmental performance on different SCMs, as other performances indexes are compared widely in the election of alternatives for a project. For example, mechanical strength is normalized by an international standard (EN 206 or ASTM C39) the same as with some durability tests (ASTM C1202 for rapid chloride permeability). Even, for the same SCM, comparison is difficult due to different approaches from researchers.

The third issue is that the use of an incomplete FU or a FU that does not consider any performance variable does not allow to estimate the real impact of the use of a SCM in a cementitious mix, underestimating or oversizing the impacts of its use. In Table 3, the same studies of Table 2 show how there is an underestimation of the positive impact of the use of Fly Ash, when comparing the CO₂-eq emission results using only a volumetric unit, and later using a standardization by binder index (all comparisons are made within the same study, comparing with the base case used in each one). All results are showed as percentage of the base case. The % CO₂-eq (m^3 with SCM/ m^3 base case) column shows the ratio as percentage between CO₂-eq of producing one m^3 of concrete made without SCM and one m^3 of concrete produced with Fly Ash for the same case base of the study showed. The % CO₂-eq (binder index_{SCM}/Mpa)/(binder index_{base case}/Mpa) column shows the same analysis, but instead of comparing cubic meters, is comparing binder indexes for both mixes (with and without SCM). In the case of these three studies, there is an underestimation of the positive impact of the use of this SCM, between 3% and 20%. These differences can be more pronounced for SCMs that improve the mechanical resistance in an important way to 28 days (normal measure of mechanical performance) such as other kinds of fly ash or rice husk ash. In the same way, the positive impact of the use of a specific SCM can be overestimated if it does not generate great improvements in mechanical performance. This is the case, for example, of an SCM that can be used to improve workability or lower the heat of hydration, such as rock dust or mining tailings.

Table 3: Summary of three studies on the use of Fly Ash as SCM. Comparison of impacts using m^3 as FU and using a binder index that includes mechanical performance as comparison. Lower the percentage, better from an environmental point of view

Source	CO ₂ -eq/ m ³ base case (no SCM)	% CO ₂ -eq (m ³ SCM/m ³ base case)	% CO ₂ -eq (binder index _{SCM} / Mpa) /(binder index _{base case} /Mpa)
Kurda et al. (2018a)	362.0	74.3%	53.53%
Gursel et al. (2016)	530.6	71.9%	56.72%
Celik et al. (2015)	569	72.4%	69.72%

Not related with the FU selection, but important also, is the common assumption in LCAs of the use of SCMs in cementitious mixes of not considering the upstream impacts, i.e. most of SCMs are considered by-products from other industries/processes (Panesar et al., 2017). While this is true for most of SCMs, even the most commonly used such as FA or slags require minimal treatments (drying, milling, activation) to work as completely functional SCM. This assumption impacts widely in the estimation of the impacts of the use of SCMs. For example, GGBS requires 16,7 MWh/t, copper slag 17,6 MWh/t and Portland cement requires 9,5 MWh/t to obtain a usable particle size (Dhir et al., 2016).

Another final minor issue is that the literature review shows a short variety of SCMs studied yet. Most studies focused on fly ash or slag, which has been studied for many years and have well known effects on different performances variables.

3. Conclusions

This paper reviewed 13 LCA studies where an SCM was used on concrete as replacement of cement. Different SCMs and geographical contexts were chosen to analyze how the functional unit was selected. The proper selection of the functional unit is a fundamental step to obtain valid LCA results, but in most cases volumetric units were chosen, ignoring information on the performance of the mixtures. In other cases, a binder index (or a unit derived from that) is proposed as FU, but due to no extension of the use of this FU, it is difficult to compare different studies, different mix designs and different SCMs.

The selection of a proper functional unit is related with the possibility of comparison between studies, but also with the real estimation of the impact of the use of a SCM into a cementitious matrix. Differences of between 3% and 20% were observed when evaluating the impact of the use of fly ash using a FU that include some performance variables in comparison with a volumetric FU used in three of the studies. Some authors propose the use of a binder index (Damineli et al., 2010) or derived indexes (Panesar et al., 2017), but still it is more common the use of a volumetric or a mass unit to measure the environmental impacts in the LCAs of cement or concrete mixes. This is a challenge to achieve as a consensus within the studies on the use of SCMs in concrete.

4. References

- Celik, K., Meral, C., Petek Gursel, A., Mehta, P.K., Horvath, A., Monteiro, P.J.M., 2015. Mechanical properties, durability, and life-cycle assessment of self-consolidating concrete mixtures made with blended portland cements containing fly ash and limestone powder. *Cem. Concr. Compos.* 56, 59–72. <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2014.11.003>
- 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. *Resour. Conserv. Recycl.* 54, 1231–1240. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2010.04.001>
- Cheng, S., Shui, Z., Yu, R., Zhang, X., Zhu, S., 2018. Durability and environment evaluation of an eco-friendly cement-based material incorporating recycled chromium containing slag. *J. Clean. Prod.* 185, 23–31. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2018.03.048>
- Damineli, B.L., Kemeid, F.M., Aguiar, P.S., John, V.M., 2010. Measuring the eco-efficiency of cement use. *Cem. Concr. Compos.* 32, 555–562. <https://doi.org/10.1016/j.cemconcomp.2010.07.009>
- De Schepper, M., Van den Heede, P., Van Driessche, I., De Belie, N., De Schepper, M., Van den Heede, P., Van Driessche, I., De Belie, N., 2014. Life Cycle Assessment of Completely Recyclable Concrete. *Materials (Basel)*. 7, 6010–6027. <https://doi.org/10.3390/ma7086010>
- Dhir, R.K., Brito, J. de, Mangabhai, R., Lye, C.Q., 2016. Sustainable Construction Materials: Copper Slag, Sustainable Construction Materials: Copper Slag. <https://doi.org/10.1016/c2015-0-00465-8>
- Gursel, A.P., Maryman, H., Ostertag, C., 2016. A life-cycle approach to environmental, mechanical, and durability properties of “green” concrete mixes with rice husk ash. *J. Clean. Prod.* 112, 823–836. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.06.029>
- Juenger, M.C.G., Siddique, R., 2015. Recent advances in understanding the role of supplementary cementitious materials in concrete. *Cem. Concr. Res.* 78, 71–80. <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2015.03.018>
- Khodabakhshian, A., de Brito, J., Ghalehnovi, M., Asadi Shamsabadi, E., 2018. Mechanical, environmental and economic performance of structural concrete containing silica fume and marble industry waste powder. *Constr. Build. Mater.* 169, 237–251. <https://doi.org/10.1016/J.CONBUILDMAT.2018.02.192>
- Kurda, R., Silvestre, J.D., de Brito, J., 2018a. Life cycle assessment of concrete made with high volume of recycled concrete aggregates and fly ash. *Resour. Conserv. Recycl.* 139, 407–417. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.07.004>
- Kurda, R., Silvestre, J.D., de Brito, J., Ahmed, H., 2018b. Optimizing recycled concrete containing high volume of fly ash in terms of the embodied energy and chloride ion resistance. *J. Clean. Prod.* 194, 735–750. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.177>
- Lee, K.-M., Park, P.-J., 2005. Estimation of the environmental credit for the recycling of granulated blast furnace slag based on LCA. *Resour. Conserv. Recycl.* 44, 139–151. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2004.11.004>
- Lothenbach, B., Scrivener, K., Hooton, R.D., 2011. Supplementary cementitious materials. *Cem. Concr. Res.* 41, 1244–1256. <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2010.12.001>
- Mehta, P.K., Monteiro, P.J.M., 2014. *Concrete: Microstructure, Properties, and Materials*, Fourth Edition, 4th Editio. ed. McGraw-Hill Education: New York, Chicago, San Francisco, Athens, London, Madrid, Mexico City, Milan, New Delhi, Singapore, Sydney, Toronto, New York.
- Miller, S.A., Pacca, S.A., Horvath, A., 2018. Carbon dioxide reduction potential in the global cement industry by 2050. *Cem. Concr. Res.* 114, 115–124. <https://doi.org/10.1016/J.CEMCONRES.2017.08.026>
- Moretti, L., Caro, S., 2017. Critical analysis of the Life Cycle Assessment of the Italian cement industry. *J. Clean. Prod.* 152, 198–210. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.03.136>
- Nakic, D., 2018. Environmental evaluation of concrete with sewage sludge ash based on LCA. *Sustain. Prod. Consum.* 16, 193–201. <https://doi.org/10.1016/J.SPC.2018.08.003>
- Panesar, D.K., Seto, K.E., Churchill, C.J., 2017. Impact of the selection of functional unit on the life cycle assessment of green concrete. *Int. J. Life Cycle Assess.* 22, 1969–1986. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1284-0>

- Robayo-Salazar, R., Mejía-Arcila, J., Mejía de Gutiérrez, R., Martínez, E., 2018. Life cycle assessment (LCA) of an alkali-activated binary concrete based on natural volcanic pozzolan: A comparative analysis to OPC concrete. *Constr. Build. Mater.* 176, 103–111. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.05.017>
- Sagastume Gutiérrez, A., Cabello Eras, J.J., Gaviria, C.A., Van Caneghem, J., Vandecasteele, C., 2017. Improved selection of the functional unit in environmental impact assessment of cement. *J. Clean. Prod.* 168, 463–473. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2017.09.007>
- Teixeira, E.R., Mateus, R., Camões, A., Branco, F.G., 2019. Quality and durability properties and life-cycle assessment of high volume biomass fly ash mortar. *Constr. Build. Mater.* 197, 195–207. <https://doi.org/10.1016/J.CONBUILDMAT.2018.11.173>
- Vargas, F., Lopez, M., 2018. Development of a new supplementary cementitious material from the activation of copper tailings: Mechanical performance and analysis of factors. *J. Clean. Prod.* 182, 427–436. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2018.01.223>
- Vieira, D.R., Calmon, J.L., Zulcão, R., Coelho, F.Z., 2018. Consideration of strength and service life in cradle-to-gate life cycle assessment of self-compacting concrete in a maritime area: a study in the Brazilian context. *Environ. Dev. Sustain.* 20, 1849–1871. <https://doi.org/10.1007/s10668-017-9970-4>
- Yang, K.-H., Jung, Y.-B., Cho, M.-S., Tae, S.-H., 2015. Effect of supplementary cementitious materials on reduction of CO₂ emissions from concrete. *J. Clean. Prod.* 103, 774–783. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2014.03.018>

Carbon Footprint della Birra Ichnusa in bottiglia di vetro: i vantaggi della filiera del vuoto a rendere

Germana Olivieri¹, Enrico Gerboni¹, Francesca Falconi¹

¹LCA-lab srl, spin-off ENEA, Bologna
E-mail: germana.olivieri@enea.it

Abstract

Risulta sempre più importante valutare gli impatti di prodotti e processi del settore alimentare e del suo packaging attraverso un approccio Life Cycle per un continuo miglioramento delle performance ambientali. A tale scopo, HEINEKEN Italia S.p.A. ha deciso di effettuare e certificare lo studio di Carbon Footprint del prodotto Birra Ichnusa confezionato in bottiglie di vetro a perdere e a rendere nei formati da 33cl e 66cl per il settore Ho.Re.Ca. in Sardegna per valutare l'efficienza della filiera del vuoto a rendere. È stato quindi effettuato un confronto tra gli interi cicli di vita con un approccio from cradle to grave delle due differenti modalità di gestione del confezionamento: il vuoto a perdere e il vuoto a rendere. I risultati hanno evidenziato che il sistema a rendere ha un impatto inferiore per entrambi i formati considerati, con differenze di emissioni di gas serra (GHG) mediamente del 37%.

1. Introduzione

Le produzioni dell'industria alimentare, uno dei maggiori settori industriali al mondo, richiedono grandi quantità di energia contribuendo fortemente alle emissioni totali di anidride carbonica e, quindi, al riscaldamento globale (Roy et al., 2009). Le aziende si sono così concentrate su un continuo miglioramento delle performance ambientali di prodotti e processi e, tra i vari aspetti, la logistica di ritorno ha ricevuto crescente attenzione (Ravi e Shankan, 2005). Nella produzione della birra, considerata un prodotto alimentare in quanto utilizza i cereali come materia prima principale (Talve, 2001), questo aspetto può essere molto importante poichè il consumo energetico maggiore risulta derivare dalla produzione delle bottiglie di vetro, a prescindere dalla tipologia di birra confezionata (De Marco et al., 2016). Diventa quindi fondamentale la valutazione dell'impatto ambientale dei sistemi di produzione e distribuzione attraverso un approccio "from cradle to grave" grazie all'applicazione della metodologia Life Cycle Assessment.

2. Materiali e metodi

2.1. Obiettivo dello studio, campo di applicazione e Unità Funzionale

Confrontando i differenti packaging l'obiettivo è stato di verificare e quantificare i benefici ambientali del sistema di confezionamento della bottiglia in vetro a rendere in un'ottica di economia circolare. Il calcolo della Carbon Footprint completa dalla culla alla tomba della Birra Ichnusa confezionata in bottiglia di vetro a perdere e a rendere nei formati da 33cl e 66cl e destinata al settore Ho.Re.Ca (alberghi, ristoranti, caffè), è stato effettuato secondo i requisiti dello standard internazionale ISO/TS 14067:2013 "Greenhouse gases – Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification and communication". L'analisi del ciclo di vita è stata condotta facendo riferimento alle Product Category Rules (PCR 2011:11 v.2.0) "Beer made from malt", UN CPC 24310, dell'International EPD® System.

L'Unità Funzionale (UF) è 1 hl di birra in bottiglia di vetro prodotta in un anno (2016). Si considera una conservazione in frigo a circa 6-7°C. Il birrificio è situato ad Assemini in provincia di Cagliari.

2.2. I confini del sistema

Il ciclo produttivo del birrificio della Ichnusa ha inizio con l'accettazione e lo stoccaggio delle materie prime (malto d'orzo, mais, luppolo, lievito), degli ausiliari e degli additivi a cui seguono le fasi di estrazione delle materie prime, preparazione del mosto, fermentazione, stabilizzazione della birra fino al confezionamento (apposizione tappo, etichettatura, incartonnamento o incassettamento e pallettizzazione). Come da PCR a cui si fa riferimento il ciclo di vita viene suddiviso in tre fasi principali che includono:

- Upstream module: la coltivazione delle materie prime (orzo, luppolo, mais); i trasporti dalla fase agricola alla produzione; la produzione del malto d'orzo, l'estrazione del luppolo, la macinazione del mais; la produzione dei packaging (primario, secondario e terziario); la produzione dei materiali ausiliari, additivi e della manutenzione ordinaria.
- Core module: il trasporto delle materie prime, dei materiali ausiliari, degli additivi, dei materiali di manutenzione ordinaria e dei packaging dai fornitori al birrificio; i consumi idrici, le energie, i combustibili, le emissioni, gli scarichi, i rifiuti, relativi alle fasi di produzione e confezionamento della birra, compreso il lavaggio delle bottiglie a rendere e il loro trasporto da Ho.Re.Ca al birrificio.
- Downstream module: il trasporto della birra ai punti di distribuzione Ho.Re.Ca in Sardegna; la fase di uso (conservazione in frigorifero); il fine vita dei packaging primario, secondario e terziario.

Sono stati effettuati cut-off di dati (<1%) per la produzione delle materie prime lievito e luppolo (includendo però il loro trasporto di fornitura); i packaging degli ausiliari e degli additivi; alcuni materiali di manutenzione.

In Figura 1 i confini del sistema analizzati.

2.3. Qualità dei dati

Nei processi di Upstream module sono stati utilizzati dati secondari per tutte le fasi di coltivazione di orzo, mais, luppolo e per le relative trasformazioni, inserendo come dati primari le distanze dei trasporti e le tipologie di mix elettrici in base alla provenienza geografica. Dati secondari sono stati impiegati anche per le produzioni dei packaging primario, secondario e terziario, utilizzando le banche dati Ecoinvent 3.4 (Moreno Ruiz et al., 2017; Weidema et al., 2013) e Agrifootprint 4.0 (Durlinger et al., 2017a, 2017b), con adeguata rappresentatività temporale, tecnologica e geografica. Per i processi di Core module sono stati utilizzati esclusivamente dati primari raccolti presso il birrificio di Assemini (CA). Nei processi di Downstream module sono stati impiegati dati primari per le distanze di distribuzione, le tipologie di veicoli e per le distanze di trasporto dei vuoti a rendere, mentre sono stati utilizzati dati secondari per la conservazione in frigo e per gli scenari di fine vita dei packaging primari, secondari e terziari (ISPRA, 2017). Tutti i dati primari si riferiscono alla produzione e alla distribuzione dell'anno 2016.

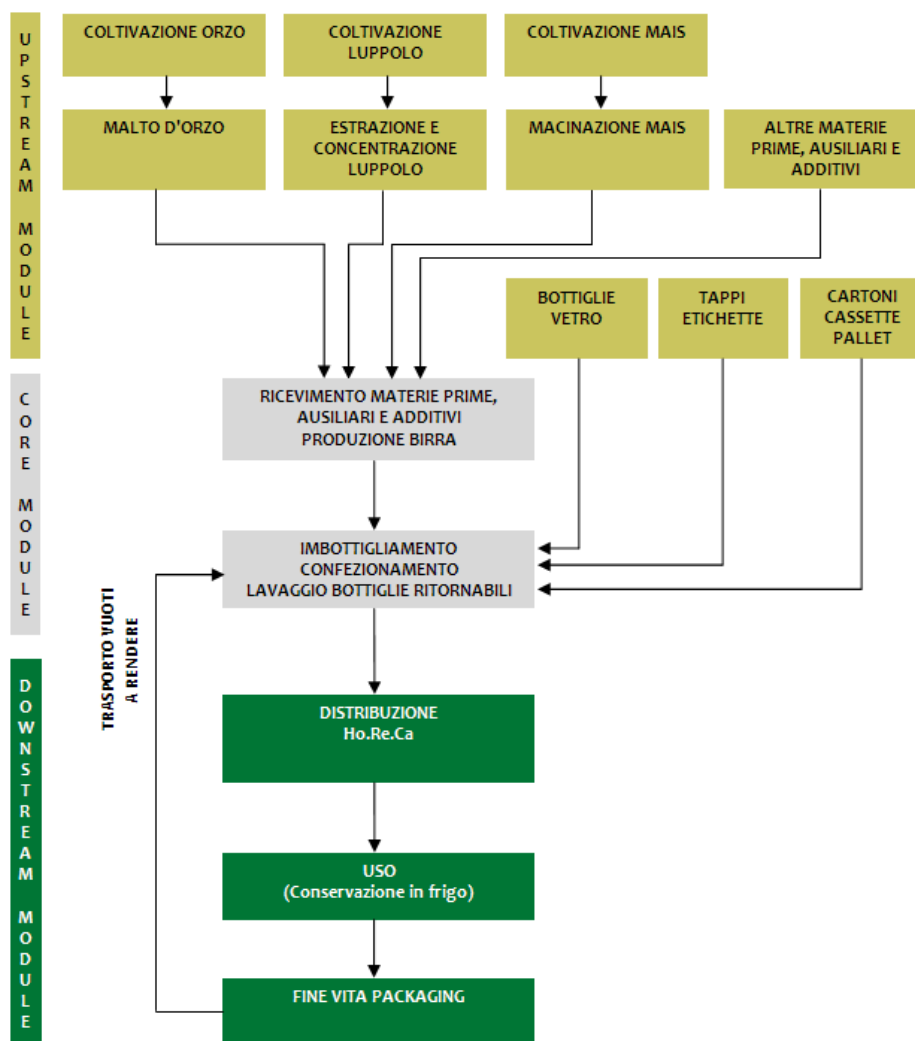


Figura 1: Confini del sistema e diagramma di flusso per la Carbon Footprint della Birra Ichnusa in bottiglia di vetro a perdere e a rendere

2.4. Metodo LCIA

Sono stati utilizzati i fattori di caratterizzazione dell'International Panel on Climate Change (IPCC, 2013) e il software di calcolo SimaPro vs.8.5.

2.5. Life Cycle Inventory

La raccolta dati è avvenuta tramite questionari/check-list compilati ad hoc. Nel birrificio la birra prodotta viene confezionata in diverse tipologie di packaging; i formati oggetto di studio sono i seguenti:

- ICHNUSA UNI Cassa in plastica 24x33cl
- ICHNUSA UNI Cassa in plastica 16x66cl
- ICHNUSA OW Cartone 24x33cl
- ICHNUSA OW Cartone 15x66cl

Questi formati rappresentano il 66% della produzione totale del birrificio di Assemini nell'anno di riferimento dei dati. In Tabella 1 si mostrano le percentuali dei materiali contenuti nel prodotto nelle sue diverse confezioni e i dati di inventario principali delle risorse e delle energie.

Tabella 1: Dichiarazione dei materiali contenuti (% per 1hl sul totale, compreso packaging) e inventario delle risorse/energie/combustibili/trasporti principali (UM/1hl)

INPUT		
	BIRRA IN BOTTIGLIA A PERDERE	BIRRA IN BOTTIGLIA A RENDERE
MATERIE PRIME	22%-25%	64%-66%
PACKAGING PRIMARIO	54%-45%	22%-24%
PACKAGING SECONDARIO	4%-5%	6%-7%
PACKAGING TERZIARIO	1%	4%
AUSILIARI	0,8%	2,7%
RISORSE/ENERGIE/ TRASPORTI		
ACQUA	0,5 t	0,6 t
ENRGIA ELETTRICA	9,6 kWh	9,6 kWh
COMBUSTIBILI	1,9 kg	2,1 kg
TRASPORTI	60tkm	100tkm

3. Risultati e discussione

I risultati⁵ di Carbon Footprint, indicati in Tabella 2, si riferiscono alla UF di 1hl di Birra Ichnusa distribuita per il settore Ho.Re.Ca in Sardegna nel 2016, distintamente per le 4 confezioni analizzate. Sono specificati i contributi specifici di gas serra (GHG) da fonti fossili e biogeniche, da cambiamento di uso del suolo (dLUC) e gli assorbimenti di anidride carbonica.

Come si vede dalla successiva Figura 2 per i formati bottiglie di vetro a perdere (One-Way) (sia da 33cl che da 66cl) i contributi maggiori al GWP totale sono dati dalla produzione del packaging per il 44%-48% (di cui circa l'80% è dovuto alla bottiglia di vetro e il 15% al tappo in alluminio), dalla fase di uso (quindi la conservazione in frigorifero) per il 14%-16%, dall'energia termica del birrificio per il 12%-14%, dalla produzione delle materie prime per il 13%-14% e dai trasporti di fornitura dei packaging per il 6%. In questo caso il modulo che incide maggiormente è l'Upstream, principalmente per la produzione della bottiglia di vetro.

⁵ Aggiornamento 2019

Tabella 2: Risultati di Carbon Footprint per il ciclo di vita di 1 hl di Birra Ichnusa, nelle quattro confezioni analizzate

OW - ICHNUSA IN VETRO A PERDERE 33cl					
CONTRIBUTI CF	UM	TOTALE	UPSTREAM MODULE	CORE MODULE	DOWNSTREAM MODULE
GHG da fonte FOSSILE	kg CO ₂ eq	115,5	73,8	23,0	18,6
GHG da fonte BIOGENICA	kg CO ₂ eq	29,8	26,3	0,8	2,7
GHG da dLUC	kg CO ₂ eq	2,7E-01	2,6E-01	6,0E-03	3,1E-03
GHG da AEREO	kg CO ₂ eq	1,4-E04	-	1,4E-04	-
CO ₂ ASSORBITA	kg CO ₂ eq	-30,8	-29,6	-0,3	-0,9
TOTALE	kg CO ₂ eq	114,8	70,8	23,5	20,4
OW - ICHNUSA IN VETRO A PERDERE 66cl					
CONTRIBUTI CF	UM	TOTALE	UPSTREAM MODULE	CORE MODULE	DOWNSTREAM MODULE
GHG da fonte FOSSILE	kg CO ₂ eq	101,5	62,5	21,8	17,2
GHG da fonte BIOGENICA	kg CO ₂ eq	29,1	25,7	0,8	2,7
GHG da dLUC	kg CO ₂ eq	2,6E-01	2,5E-01	5,3E-03	2,7E-03
GHG da AEREO	kg CO ₂ eq	1,4E-04	-	1,4E-04	-
CO ₂ ASSORBITA	kg CO ₂ eq	-29,6	-28,5	-0,3	-0,9
TOTALE	kg CO ₂ eq	101,3	60,0	22,3	19,0
UNI - ICHNUSA IN VETRO A RENDERE 33cl					
CONTRIBUTI CF	UM	TOTALE	UPSTREAM MODULE	CORE MODULE	DOWNSTREAM MODULE
GHG da fonte FOSSILE	kg CO ₂ eq	76,2	30,9	25,3	19,9
GHG da fonte BIOGENICA	kg CO ₂ eq	23,9	20,8	0,8	2,3
GHG da dLUC	kg CO ₂ eq	2,4E-01	2,3E-01	5,0E-03	3,2E-03
GHG da AEREO	kg CO ₂ eq	1,4E-04	-	1,4E-04	-
CO ₂ ASSORBITA	kg CO ₂ eq	-23,1	-21,9	-0,3	-0,9
TOTALE	kg CO ₂ eq	77,2	30,1	25,8	21,3
UNI - ICHNUSA IN VETRO A RENDERE 66cl					
CONTRIBUTI CF	UM	TOTALE	UPSTREAM MODULE	CORE MODULE	DOWNSTREAM MODULE
GHG da fonte FOSSILE	kg CO ₂ eq	70,2	28,0	23,3	18,9
GHG da fonte BIOGENICA	kg CO ₂ eq	23,8	20,8	0,8	2,3
GHG da dLUC	kg CO ₂ eq	2,3E-01	2,3E-01	4,4E-03	3,0E-03
GHG da AEREO	kg CO ₂ eq	1,41-04	-	1,41-04	-
CO ₂ ASSORBITA	kg CO ₂ eq	-23,1	-22,0	-0,3	-0,9
TOTALE	kg CO ₂ eq	71,1	27,0	23,8	20,3

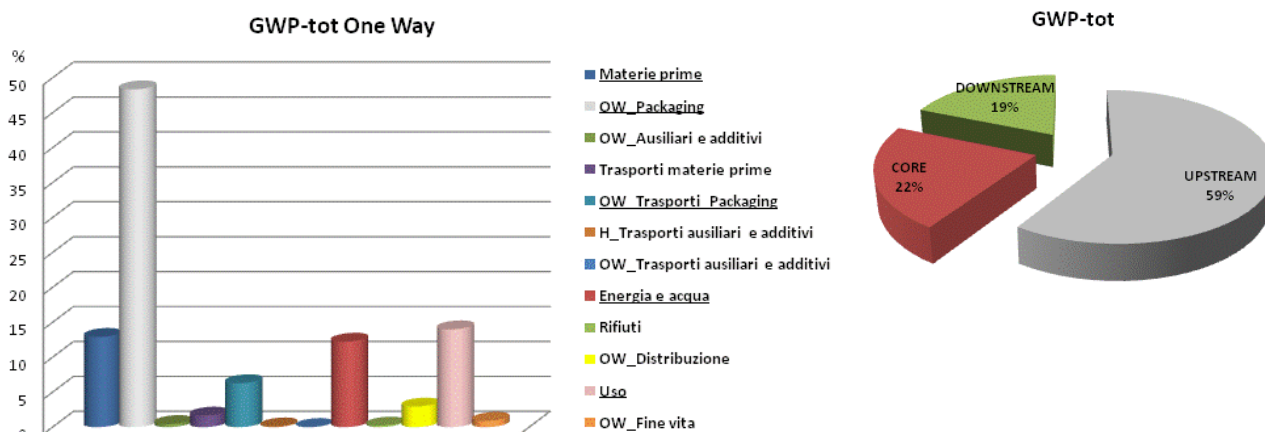


Figura 2: Analisi del contributo ai GHG totali dei processi e dei moduli di ciclo di vita della birra da 33cl e 66cl One Way [UF:1hl]

Come si vede dalla Figura 3 per i formati bottiglie di vetro a rendere (Returnable) (sia 33cl che 66 cl) i contributi maggiori al GWP fossile sono dati dalla fase di uso (quindi la conservazione in frigorifero) per il 20%-23%, dalla produzione delle materie prime per il 19%-21%, dall'energia termica del birrifico per il 18%-20%, dalla produzione del packaging per il 16%-19% (di cui il 43% circa è dovuto al tappo in alluminio, il 29% alla bottiglia di vetro riutilizzabile e il 26% alla cassetta di plastica riutilizzabile) e dai trasporti dei vuoti a rendere per il 12%. A differenza della modalità di packaging One-Way, nella filiera del vuoto a rendere il maggiore contributo all'impatto è determinato dal Core module poiché viene evitata la quota di emissione generata dalla produzione di nuove bottiglie mentre incide maggiormente l'impatto dei trasporti delle bottiglie vuote che tornano in azienda per essere lavate e nuovamente riempite.

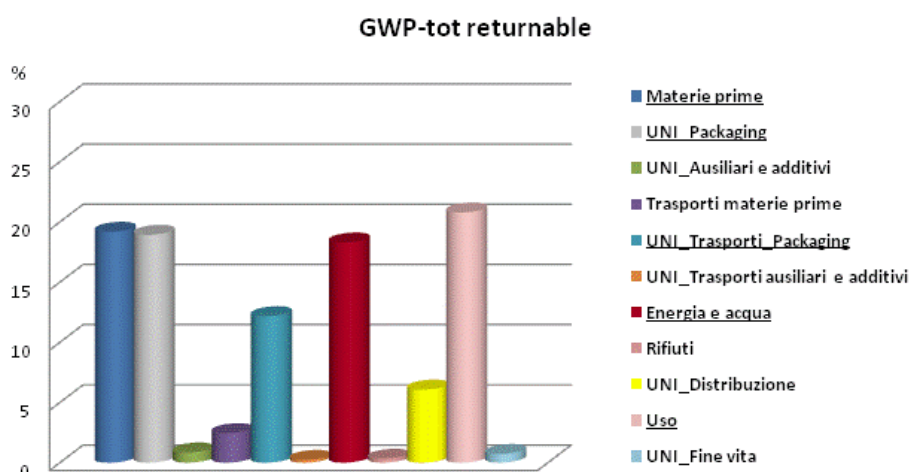


Figura 3: Analisi del contributo ai GHG totali dei processi e dei moduli di ciclo di vita della birra da 33cl e 66cl Returnable [UF:1hl]

Il calcolo della Carbon Footprint di prodotto riguarda una sola categoria di impatto (il riscaldamento globale). I risultati di impatto ambientale sono espressioni "relative" e non sottintendono a superamenti di soglie, margini di sicurezza o rischi e non incidono sulle funzioni prestazionali di un prodotto rispetto ad un altro.

Nei limiti metodologici dell'analisi condotta e stimando (in base a monitoraggi aziendali delle bottiglie reintegrate annualmente) che il vuoto a rendere abbia una durata di vita media di 25 anni (dato dal tasso di reintegro monitorato negli anni da Heineken, del 4% e un numero medio di ritorni dei vuoti a rendere di 4 volte l'anno), in 1 anno di riferimento, analizzando gli impatti ambientali dell'intero ciclo di vita della Birra Ichnusa distribuita al settore Ho.Re.Ca nel 2016 si ha che:

il formato bottiglia di vetro a rendere (Returnable) fa risparmiare rispetto al formato bottiglia di vetro a perdere (One Way):

- 38 kgCO₂eq. per ogni ettolitro di birra per la 33cl (pari al 39%);
- 31 kgCO₂eq. per ogni ettolitro di birra per la 66cl (pari al 36%);
- 32 kgCO₂eq. per ogni ettolitro di birra per la media pesata dei due formati (pari al 37%).

4. Conclusioni

In un settore importante come quello alimentare risulta sempre più di grande interesse valutare gli impatti ambientali delle diverse filiere di produzione per verificarne e migliorarne le performance ambientali. HEINEKEN Italia S.p.A. ha pertanto deciso, al fine di indagare le opportunità di rendere la propria realtà produttiva più virtuosa in un'ottica di economia circolare, di calcolare la Carbon Footprint completa dalla culla alla tomba della Birra Ichnusa distribuita per il settore Ho.Re.Ca. e confezionata in bottiglia di vetro nei formati 33cl e 66cl, confrontando due differenti modalità: il vuoto a perdere e il vuoto a rendere. Dall'analisi risulta che l'impronta di carbonio misura per 1hl di birra 115 kgCO₂eq per la bottiglia a perdere da 33cl e 101 kgCO₂eq per la bottiglia da 66cl, con il contributo maggiore dato dalla fase di Upstream principalmente a causa della produzione della bottiglia di vetro. Lo stesso prodotto, con la modalità di confezionamento a rendere, genera un impatto di 77 kgCO₂eq per il formato da 33cl e di 71 kgCO₂eq per quello da 66cl. In questo caso, la fase che determina la quota parte principale di impatto è il Core module, a causa delle energie e dei trasporti delle bottiglie vuote che tornano al birrificio per essere lavate e riempite di nuovo. Il confronto ha evidenziato una minore impronta di carbonio della birra in bottiglia di vetro a rendere con una differenza del 39% di emissioni di gas serra nel caso della confezione da 33cl, del 36% per la confezione da 66cl, per una media pesata pari complessivamente al 37%.

5. Bibliografia

De Marco I., Miranda S., Riemma S., Iannone R., 2016. Life Cycle Assessment of Ale and Lager Beers Production. 49, 337-342.

Durlinger B., Koukouna E., Broekema R., van Paassen M., Scholten J., 2017a. Agri-footprint 4.0 – Part 1: Methodology and basic principles. Gouda, NL.

Durlinger B., Koukouna E., Broekema R., van Paassen M., Scholten J., 2017b. Agri-footprint 4.0 – Part 2: Description of data. Gouda, NL.

International EPD System, 2017. Product Category Rules (PCR) Beer made from malt v.2.0, UN CPC 24310.

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 [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

ISO, 2006a. UNI EN ISO 14040:2006 Gestione ambientale – Valutazione del ciclo di vita – Principi e quadro di riferimento.

ISO, 2006b. UNI EN ISO 14044:2006 Gestione ambientale – Valutazione del ciclo di vita – Requisiti e linee guida

- ISO, 2013. ISO/TS 14067:2013 Greenhouse gases – Carbon footprint of products – Requirements and guidelines for quantification and communication.
- ISPRA, 2017. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), Rapporto Rifiuti Urbani, Edizione 2017. Roma, IT.
- Kløverpris J. H., Elvig N., Nielsen P. H., Nielsen A. M., 2009. Comparative Life Cycle Assessment of Malt-based Beer and 100% Barley Beer. Novozymes.
- Moreno Ruiz E., Valsasina L., Fitzgerald D., Brunner F., Vadenbo C., Bauer C., Bourgault G., Symeonidis A., Wernet G., 2017. Documentation of changes implemented in the ecoinvent database v3.4. ecoinvent. Zürich, Switzerland.
- Ravi V., Shankar R., 2005. Analysis of interactions among the barriers of reverse logistics. *Technological Forecasting and Social Change* 72, 1011-1029.
- Roy P., Nei D., Orikasa T., Xu Q., Okadome H., Nakamura N., Shiina T., 2009. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. *Journal of Food Engineering* 90, 1-10.
- Talve S., 2001. Life Cycle Assessment of a Basic Lager Beer. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 6, 293-298.
- Weidema B.P., Bauer C., Hischier R., Mutel C., Nemecek T., Reinhard J., Vadenbo C.O., Wernet G., 2013. Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3. Ecoinvent Report 1 (v3). St. Gallen: The ecoinvent Centre, Switzerland.

Carbon Capture and Storage – A Review of Life Cycle Assessment of the Transportation and Storage Phases

Beatriz Beccari Barreto*, Lucia Rigamonti

Department of Civil and Environmental Engineering, Politecnico di Milano

*Email: beatriz.beccari@polimi.it

Abstract

This study presents a small review of articles from 2017 to 2019 of life cycle assessment of carbon capture and storage with a focus on the transportation and storage parts. What was found is that five out of seven studies were related to the energy sector. Moreover, most studies do not specify the contribution that transportation and storage add to the whole climate change category or other categories. It could be concluded that a small number of articles include the transportation and storage part, and, of those, all of them do not focus much attention on it. The hypothesis is that this occurs since the capture is the part that costs the most.

1. Introduction

In 2015, the Paris Agreement was signed. This document has the goal of limiting the global temperature to 2°C, with strong efforts to 1.5°C (UNFCCC, 2015). It is necessary, then, not only to reduce the carbon dioxide (CO₂) emissions but also to remove CO₂ from the atmosphere (Rogelj et al., 2015; Fuss et al., 2018). In this context towards a less polluting world, the carbon capture and storage technology (CCS) is inserted.

The CCS is a process to, as the name says, take the CO₂ away from the atmosphere and bring it to permanent storage. It consists of three phases: capture, transportation, and storage. The first phase has as the aim to produce a concentrated stream of CO₂ (IPCC, 2005). The leading technologies for the carbon capture are the post-combustion, pre-combustion, oxyfuel combustion and industrial processes. The second phase consists of moving the CO₂ to a specific site in which it can be permanently stored, usually using pipeline or shipping. The last part is the storage phase that can be divided into geological (oil and gas reservoirs, deep saline formations and unminable coal beds) and ocean storage (IPCC, 2005).

One of the reasons that make the study of CCS on extreme importance is its high applicability. This applicability happens because 67% of total global emissions result from industrial processes and energy sector (EC, 2007).

In 2005, there was the publication of the IPCC Special Report, on carbon capture and storage (IPCC, 2005). Since then, CCS has been developed at a slow pace (IEA, 2016). Even though there has been technological progress, more incisive actions are needed to accelerate its development (IEA, 2013; Nemet et al., 2018).

As for now, there are 23 CCS facilities both operating or under construction (GCCSI, 2018). Many researchers have argued about the feasibility and limitations of CCS (Rubin and Davison, 2015; Gale, 2015; Kemper, 2015; Nelder, 2015; Pawar and Carey, 2015). The main problems of CCS that stop the spread of this technology (that according to Gae (2015) is ready for large-scale deployment) are the overall cost, the storage risks and negative public perception (Aminu et al., 2017).

The “Geologic CO₂ storage capacity pyramid” (IEAGHG, 2008) defines that even though the theoretical potential for carbon dioxide storage is vast, the “practical” and “matched” capacity have many limitations (Dooley, 2013). Therefore, the access to geological storage could be the most critical constraint to the dissemination of the CCS deployment (IEA, 2016). Moreover, according to IEA (2015), the capture phase is the one that costs the most. However, the storage part is the most critical one. This fact happens because it takes from 5 to 10 years to assess a new saline formation thoroughly.

The Life Cycle Assessment (LCA) methodology is employed many times to assess CCS feasibility. As a result, many review studies were carried out to analyze LCA applied to CCS (i.e., Singh et al., 2011; Nie et al., 2011; Zapp et al., 2012; Corsten et al., 2013). Most of the studies focus more on the capture part since it is the one that has the most substantial environmental burden.

This paper has, then, the aim to analyze some recent LCA studies of CCS, not necessarily related to power plants, with a focus on the transport and storage phases. The motivation for this paper was also to realize that most papers and studies used as the base for the settings of transportation and storage a thesis from 2007 (Wildbolz, 2007).

2. Method

The study has been carried out by identifying existing scientific publications on LCA studies of CCS including the environmental impacts associated with the transportation and storage phase. To this end, the Scopus engine has been used with the following research query: ALL (ccs AND carbon AND capture AND storage AND lca) AND (LIMIT-TO (PUBYEAR, 2019) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2018) OR LIMIT-TO (PUBYEAR, 2017)). Only the years 2017, 2018 and 2019 were selected to give state of the art on where is the scientific community when it comes to this topic.

One hundred forty-one results came up. From those, only seven were selected that had the requirements met. The requirements are having a Life Cycle Assessment study on Carbon Capture and Storage that has the transportation phase analyzed. The studies are Oreggioni et al. (2017), Wang et al. (2017), Petrescu et al. (2017), Fozzer et al. (2017), Wang et al. (2019), Adalco et al. (2019), and Chisalita et al. (2019).

The result expected is a better understanding of how the transportation and storage step has been modeled. As a consequence, the same pattern can be applied in future work done by these authors.

The works analyzed have different goals and study different systems (also having different functional units), so it is not possible to do a quantitative comparative analysis.

3. Results and discussion

3.1. Boundary system

It can be stated that the boundary systems are in general similar, even though written in different ways. Some write the coal supply chain, as others consider coal mining and transporting. Only two also adopt the end of life/waste disposal, probably due to the difficulty in working with this area. Figure 1 below illustrates how some boundaries are shown in the studies.

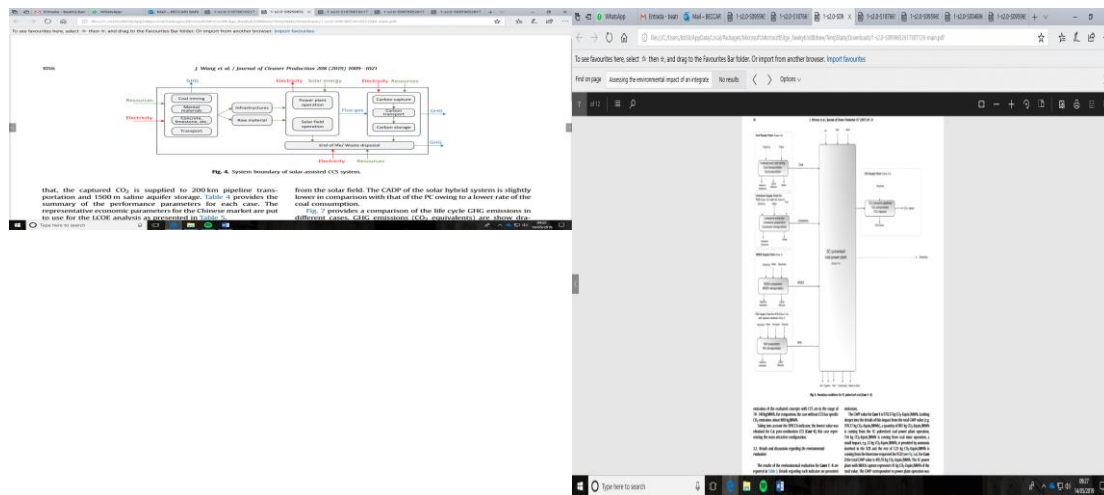


Figure 1: System boundary of two different cases (Wang et al., 2019; Petrescu et al., 2017)

The fact that the system boundaries are similar but written in different ways is a point that can bring confusion and difficult future comparison among them.

3.2. Energy-related

CCS is still much related to the energy sector, even though it can be applied to many industrial processes, i.e., the cement sector. This reflects the number of total articles that have as a primary goal to discuss the energy sector. From the papers analyzed in this case, five out of seven were associated with the energy sector (this can be from coal power plants to the use of CCS with solar energy). One is related to formic acid production and the other to a steel mill.

Even if the systems are not linked to the same things, we will try to understand how they all deal with the transportation and storage phase.

3.3. How the transport and storage are characterized in the system

In Figure 2, there is a description of a system from one of the papers analyzed. It can be noticed that CO₂ transport and CO₂ storage are two process units. The separation of them as processes happens in most of the papers. The division is fundamental to understand how the transport and storage impact and how to deal with them in the LCA.

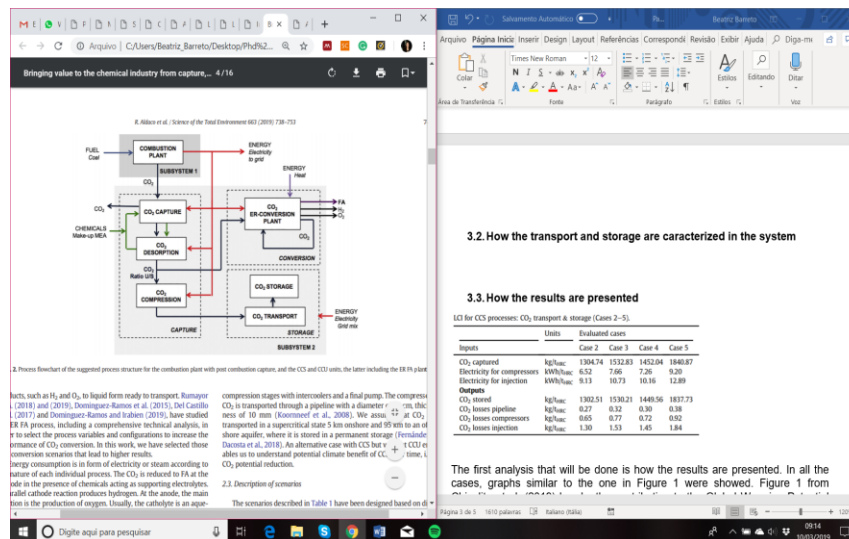


Figure 2: System description (Source: Aldaco et al., 2019)

In Table 1 it can be seen the different assumptions and parameters for the LCA for the transportation and storage phase applied in the analyzed studies. For transportation, all of them use pipelines to carry CO₂. This use is probably because for large quantities they are more economical compared to ships (Roussanaly et al., 2013). However, the distances considered were very divergent (from 100 to 800 km). In some cases, it was written hypothetical. This difference in the distance influences the impact of the transport part directly (Wildbolz, 2007), so it is essential that it is chosen based on numerical calculations or measures.

Considering the storage, the depth of the wells is very similar. The type of storage is not very well described in some cases. There is a lack of case scenarios and precise and detailed information.

Table 1 also presents the characterization method for analysis. Even if five studies employ the *ecoinvent* database, almost everyone uses a different method. This diversification leads to a difficulty to compare the results.

Table 1: Comparison of the different articles

	Functional unit	Transport	Observation	Storage	Observation	Characterization method
Oreggion i et al. (2017)	1 kWhe	pipeline	a natural gas transport network	off-shore	natural gas production wells	ReCiPe 1.08
Wang et al. (2017)	1 kWh of electricity generated by power plants	pipeline	200 km	saline aquifer	1500 m	GWP factors from the IPCC Fifth Assessment Report mid-point method
Petrescu et al. (2017)	1 MWh of net power produced	pipeline	800 km - hypothetical	off-shore	2000 m	CML 2001 method
Fozer et al. (2017)	Generation of 1 MWhe in a coal-fueled power plant	pipeline	100 km	geologic al	—	IPCC 2007/ Eco-indicator 99/ IMPACT 2002 +/-EPS 2000

	Functional unit	Transport	Observation	Storage	Observation	Characterization method
Wang et al. (2019)	1 kWh of electricity generation	pipeline	200 km	saline aquifer	1500 m	IPCC Fifth Assessment Report GWP100 method
Aldaco et al. (2019)	A coal combustion plant of 500 MW capacity to supply energy to the grid	pipeline	A diameter of 95 cm, a thickness of 10 mm (Koornneef et al., 2008). CO ₂ is transported in a supercritical state 5 km onshore and 95 km to an offshore aquifer	off-shore aquifer	—	time-dependent characterization factors for calculating overall life-cycle impacts
Chisalita et al. (2019)	one metric ton of Hot Rolled Coil (HRC)	pipeline	800 km	off-shore storage	2000 m	CML 2001 method

3.4. How the results are presented

The last analysis that will be done is how the results are presented. In all the cases, graphs similar to the ones in Figure 3 and Figure 4 were showed. Figure 3 from Petrescu et al. (2017) breaks the contribution to the climate change impact category for each piece analyzed. Nevertheless, storage and transport are together and are significant parts of the overall.

L. Petrescu et al. / Journal of Cleaner Production 157 (2017) 10–21

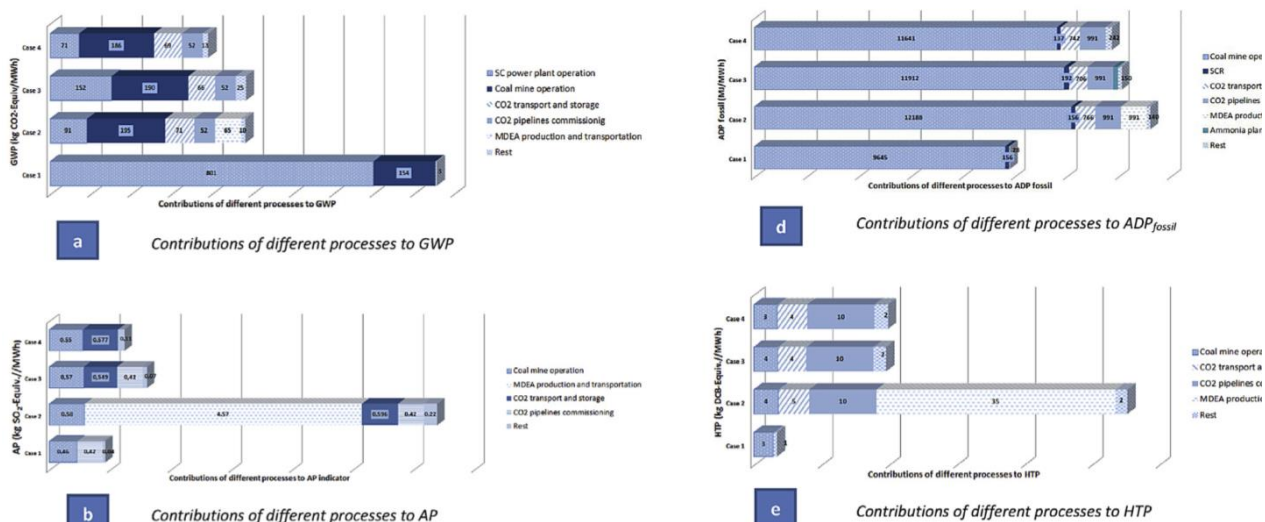


Figure 3: Contribution of various pulverized coal power plant sub-processes to the total global warming indicator (Source: Petrescu et al., 2017)

What can be noticed in Figure 4 is that the transport and storage processes contribute little to the total potential impact, being barely visible in many cases. Most of the studies do not write the impact of transport and storage, and as it is usually small, it can be unnoticed.

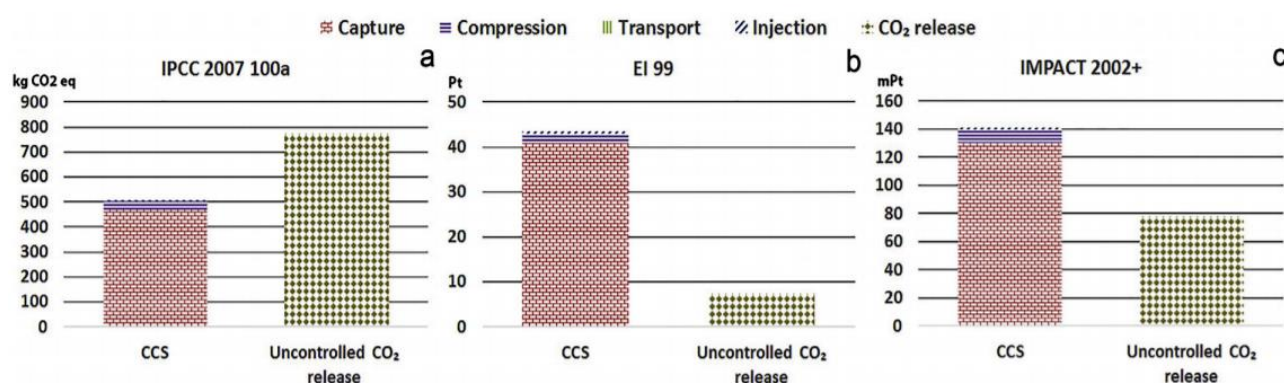


Figure 4 :Total environmental impact of the CCS compared to uncontrolled CO₂ release, with the a., IPCC 2007, b., EI 99, c., IMPACT 2002+ methods (Source: Fozer et al., 2017)

This is prejudicial if trying to understand and improve transport and storage technologies because they are not adequately addressed.

4. Conclusions

CCS is an important technology that can help achieve the Paris Agreement target and limit the temperature rise. However, there are still significant limitations to the deployment of it. To assess the environmental burden of the CCS, one popular method is the Life Cycle Assessment.

In the LCA of carbon capture and storage technologies, there is usually a broader focus on the capture method rather than in the transportation and storage part. What can be hypothesized is that due to the smaller cost and sometimes lower environmental impact they are not well explored in the LCAs.

However, when thinking about improving the transportation and storage technologies, it is important to have studies that have in their spectra the environmental burdens of these phases. Better yet if even with case scenarios with different lengths of pipelines and types of transportations and storage. This could be done if considering different countries for instance, as done in the study of Beccari Barreto et al. (2019).

It was very useful and important to understand what methods were used and the system boundaries of the processes. The system boundary is considered in a similar way between studies, as the transportation method. Nevertheless, the characterization method varies considerably among the works. The lack of standardization leaves the comparison not that robust. More than just a standardization, a consensus is also needed; otherwise the comparison is not consistent.

5. References

- Aldaco, R., Butnar, I., Margallo, M., Laso, J., Rumayor, M., Dominguez-Ramos, A., Irabien, A., Dodds, P. E., 2019. Bringing value to the chemical industry from capture, storage and use of CO₂: A dynamic LCA of formic acid production. *Science of the Total Environment*, 663, 738–753.
- Beccari Barreto, B., Caserini, S., Dolci, G., Grosso, M. 2019. Carbon dioxide submarine storage in glass containers: life cycle assessment and cost analysis of four case studies in the cement sector. *Mitigation and Adaptation for Global Change*, 1-19.
- Chisalita, D., Petrescu, L., Cobden, P., van Dijk, H.A.J. E., Cornos, A., Cornos, C. 2019. Assessing the environmental impact of an integrated steel mill with post-combustion CO₂ capture and storage using the LCA methodology. *Journal of Cleaner Production*, 211, 1015-1025.

- Corsten, M., Ramírez, A., Shen, L., Koornneef, J., Faaij, A., 2013. Environmental impact assessment of CCS chains: lessons learned and limitations from LCA literature. *Int J Greenh Gas Control* 13:59–71.
- Dooley, J., 2013. Estimating the supply and demand for deep geologic CO₂ storage capacity over the course of the 21st Century: A meta-analysis of the literature. *Energy Procedia*, 37, 5141 – 5150.
- EC, 2007. Greenhouse Gas Monitoring and Reporting. European Commission and the United Nations Framework Convention on Climate Change.
- Fozer, D., Sziraky, F. Z., Racz, L., Nagy, T., Tarjani, A. J., Toth, A. J., Haaz, E., Benko, T., Mizsey, P., 2017. Life cycle, PESTLE and Multi-Criteria Decision Analysis of CCS process alternatives. *Journal of Cleaner Production*, 147, 75-85.
- Fuss, S., Lamb, W. F., Callaghan, M. W., Hilaire, J., Creutzig, F., Amann, T., Beringer, T., Garcia, W. O., Hartmann, J., Khanna, T., Luderer, G., Nemet, G. F., Rogelj, J., Smith, P., Vicente, J. L. V., Wilcox, J., Dominguez, M. M. Z., Minx, J. C., 2018. Negative emissions – Part 2: Costs, potentials and side effects. *Environmental Research Letters*, 13, 063002.
- Gale, J., 2015. Special Issue commemorating the 10th year anniversary of the publication of the Intergovernmental Panel on Climate Change Special Report on CO₂ Capture and Storage.
- GCCSI, 2018. The global status of CCS: 2018. Global CCS Institute, Melbourne
- IEA, 2013. Technology Roadmap 2035 2040 2045 2050 Energy Technology Perspectives Carbon capture and storage. International Energy Agency.
- IEA, 2016. 20 Years of Carbon Capture and Storage – Accelerating Future Deployment. OECD/ International Energy Agency.
- IEAGHG, 2008. A regional assessment of the potential for CO₂ storage in the Indian subcontinent. International Energy Agency Greenhouse Gas R&D Programme Report 2/2008.
- IPCC, 2005. Special report on carbon dioxide capture and storage. New York: Cambridge University Press. ISBN: 92-9169-1190-4.
- Kemper, J., 2015. Biomass and carbon dioxide capture and storage: A review. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 40, 401-430.
- Nelder, C., 2015. Why carbon capture and storage will never pay off, viewed 9 Mar 2019, <www.smartplanet.com>.
- Nemet, G. F., Callaghan, M. W., Creutzig, F., Fuss, S., Hartmann, J., Jérôme, H., Lamb, W. F., Minx, J. C., Rogers, S., Smith, P., 2018. Negative emissions – Part 3: Innovation and upscaling. *Environmental Research Letters*, 13, 063002.
- Nie Z, Korre A, Durucan S., 2011. Life cycle modelling and comparative assessment of the environmental impacts of oxy-fuel and post-combustion CO₂ capture, transport and injection processes. *Energy Procedia*, 4, 2510-7.
- Oreggioni, G. D., Singh, B., Hung, C., van der Spech, M. W., Skagestad, R., Eldrup, N. H., Ramirez, A., Strømman, A. H., 2017. Comparative environmental life cycle assessment of oxyfuel and postcombustion capture with MEA and AMP/PZ - Case studies from the EDDiCCUT project. *Energy Procedia*, 114, 6604 – 6611.
- Pawar, R. and Carey, W., 2015. Recent advances in risk assessment and risk management of geologic CO₂ storage International Journal of Greenhouse Gas Control, 40, 292-311.
- Petrescu, L., Bonalumi, D., Valenti, G., Cormos, A., Cormos, C., 2017. Life Cycle Assessment for supercritical pulverized coal power plants with post-combustion carbon capture and storage. *Journal of Cleaner Production*, 157, 10-21.
- Rogelj, J., Luderer, G., Pietzcker, R.C., Kriegler, E., Schaeffer, M., Krey, V., Riahi, K., 2015. Energy system transformations for limiting end-of-century warming to below 1.5 °C. *Nature Climate Change*, 5, 519-528.
- Roussanaly, S., Jakobsen, J. P., Hognes, E. H., Brunsvold, A. L., 2013. Benchmarking of CO₂ transport technologies: Part I-Onshore pipeline and shipping between two onshore areas. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 19, 584-594
- Rubin, E. and Davison, J., 2015. The cost of CO₂ capture and storage. *International journal of greenhouse gas control*, 40, 378-400.

- Singh, B., Strømman, A. H., Hertwich, E. G., 2011. Comparative life cycle environmental assessment of CCS technologies. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 5, 911-921.
- UNFCCC, 2015. Paris Agreement. United Nations Framework Convention on Climate Change, doc. FCCC/CP/2015/L.9, viewed 9 Mar 2019, <www.unfccc.int>.
- Wang, J., Sun, T., Deng, S., Li, K., Zhao, J., Gao, L., Wang, Y., 2017. A resilience analysis on energy system: a preliminary case study for solar-assisted CCS. *Energy Procedia*, 142, 3220–3225.
- Wang, J., Zhao, J., Deng, S., Sun, T., Du, Y., Li, K., Xu, Y., 2019. Integrated assessment for solar-assisted carbon capture and storage power plant by adopting resilience thinking on energy system. *Journal of Cleaner Production*, 208, 1009-1021.
- Wildbolz C., 2007. Life cycle assessment of selected technologies for CO₂ transport and sequestration. Diploma Thesis 2007 MSOS, ETH, Zurich.
- Zapp P, Schreiber A, Marx J, Haines M, Hake J-F, Gale J., 2012. Overall environmental impacts of CCS technologies e a life cycle approach. *Int J Greenh Gas Control*, 8,12-21.

Life Cycle Thinking and waste prevention activities: the case of Emilia-Romagna region

Chiara Magrini¹, Alessandra Bonoli¹

¹ Department of Civil, Chemical, Environmental and Materials Engineering (DICAM), University of Bologna, Bologna (Italy)

Email: chiara.magrini7@unibo.it

Abstract

This paper investigates the potential advantages of including waste prevention activities in the LCA study of the waste management system of Emilia-Romagna region. A review of literature about the inclusion of waste prevention activities in LCA studies has been performed. Starting from the analysis of the legislative background in the field of waste prevention, the Emilia-Romagna waste management plan has been studied, with focus on the prevention programme. Prevention measures planned in the programme have been analysed and classified, in order to understand their impacts on waste generation and their potential contribution in terms of environmental benefits.

1. Introduction

The Waste Framework Directive indicates waste prevention as the most favourable option in the so-called waste hierarchy, above reuse, recycling and recovery (Directive 2008/98/EC, Article 4). Under the Directive, Member States had to adopt national waste management plans by December 12th, 2010, and waste prevention programmes by December 12th, 2013. In Italy, the main document addressing waste prevention policies is the “National Waste Prevention Programme”, adopted by the Ministry of the Environment, Land and Sea with Directorial Decree of October 7th, 2013. The programme sets some targets of waste prevention to be achieved by 2020, based on 2010 levels:

- 5 % reduction in the ratio of generated municipal solid waste (MSW) to gross domestic product unit;
- 10 % reduction in the ratio of generated special hazardous waste to GDP unit.
- 5 % reduction in the ratio of generated special non-hazardous waste to GDP unit.

The document lists the measures useful to reach the targets, identifying general measures, which are relevant to all waste flows, and specific measures, to be adopted for biodegradable waste, paper waste, packaging waste, waste electrical and electronic equipment, and construction and demolition waste.

On the basis of this National Programme, each Region has adopted regional prevention programmes, integrated to regional waste management plans. The “Waste management plan of Emilia-Romagna Region”, definitely approved with deliberation on May 2016, includes a prevention programme, in chapter 17, part IV, with a time frame of 7 years (2013-2020). Nevertheless, the LCA analysis of regional waste management system at 2020, as presented in the plan, does not completely consider prevention activities. Prevention is not included in system boundaries of the analysis; this simplification is based on the “zero burden” assumption, suggesting that the waste has no burdens before it becomes waste (Ekvall et al., 2007).

2. Prevention in waste management plan of Emilia-Romagna Region

The waste management plan of Emilia-Romagna region sets two important targets, in terms of waste prevention:

- 20-25% reduction of per capita urban waste production by 2020;

- reduction of special waste harmfulness.

Furthermore, at least 70% of urban waste has to be separately collected at regional level by 2020. This target becomes more ambitious with the Regional Law 16/2015 (73% of sorted waste by 2020). In the regional prevention programme, prevention activities mentioned are estimated to contribute in 15-20% reduction of waste generation, while 10-15% reduction is due to the introduction of pay-as-you-throw systems.

Table 1 reports a synthesis of regional waste productions as valued in the waste management plan. In the “2020 plan scenario”, the total amount of urban waste which will be generated is estimated considering a reduction of 20% and 25% of waste generated in respect with 2011 data, and a sorted waste rate of 73% and 70%. In the “2020 no plan scenario”, the hypothesis is a 7% reduction of waste and a 65% sorted waste collection rate.

Table 1: Regional waste production in 2011 and projections to 2020 in 3 different scenarios

	2011	2020 plan (-20%)	2020 plan (-25%)	2020 no plan
Urban waste production (kg/inhab)	673	539	504	626
Sorted waste (%)	53%	73%	70%	65%
Urban waste production (ton)	3.002.771	2.532.218	2.368.872	2.942.403
Sorted urban waste production (ton)	1.587.434	1.858.765	1.659.305	1.912.562
Unsorted urban waste production (ton)	1.415.337	673.454	709.567	1.029.841

Another important estimation is the composition of waste in 2020. Table 2 summarises the evaluations of the plan.

Table 2: Regional urban waste composition in 2013 and projections to 2020

Waste flow	2020	2013
Paper and cardboard	21%	20%
Green	18%	17%
Organic waste	17%	19%
Plastic	10%	11%
Other fractions of sorted waste	10%	10%
Non-recyclable materials	8%	8%
Glass	7%	6%
Wood	6%	6%
Metals	3%	3%

Traditional LCA studies of waste management generally begin after waste generation as a system boundary. This approach is also applied in LCA analysis in Waste management plan of Emilia-Romagna Region. The prevention activities are out of the system boundaries. The LCA analysis considers as functional unit the management of the total amount of urban waste which will be generated in 2020. Four scenarios are studied and compared. The scenarios consider the same amount of waste in input, but each one is characterized by

different treatment activities for unsorted waste. The sorted collection is estimated to remain the same in every scenario analysed, as well as sorted waste treatment processes.

2.1. *LCA and waste prevention activities: literature review*

In recent years, literature has discussed the inclusion of waste prevention activities in LCA studies. Cleary proposed a conceptual model termed Waste Management and Prevention (WasteMAP) LCA. This approach included the production phase of only the products affected by waste prevention activities within the system boundary (Cleary, 2010). The alternative is to treat the reduced amount of MSW compared with the base scenario as virtual waste that needed no treatment and therefore caused no environmental burden (Gentil et al., 2011). Nessi et al. (2013) reviewed and summarised the two approaches. Analysing prevention activities, they could be classified by typology. Table 3 lists four typology of waste prevention activities, focusing on the presence of prospective substitutive good or packaging generated as additional waste to be managed.

Table 3: Typologies of waste prevention activities (adapted from Nessi et al., 2013)

Typology of waste prevention activities	Substitutive good or packaging generated as additional MSW to be managed
Reduction in the consumption of goods or services	No
Development and/or use of less-waste-generating goods or services to provide a given function	In some cases
Reuse of goods	No
Extension of the lifespan of durable goods.	In some cases

As it can be noticed, the reduction in the consumption (or wastage) of a given good or service and the reuse of goods do not generate any additional waste flows. When waste prevention is achieved through the replacement of a given good with a less waste-generating equivalent one, a substitutive product exists in the vast majority of cases. A substitutive good is not generated only if the product is replaced by a digital one. The lifespan extension of existing or new durable goods entails a substitutive good if producers are involved.

Regarding the environmental consequences of waste prevention activities, in the case of a simple reduction in the consumption of a given good or service, the environmental impacts associated with its whole life cycle are generally avoided (Nessi et al., 2013). When a replacement with a less waste-generating equivalent good or service takes place, additional impacts associated with the whole life cycle of such a less waste-generating good or service are instead also involved. Finally, reuse and lifespan extension of existing goods generate environmental impacts by increasing their use phase, while avoiding the impacts from producing, using and disposing of one or more equivalent new good(s) (Joint Research Centre of the European Commission 2011).

2.2. LCA and waste prevention activities in the case of Emilia-Romagna Region

In Table 4, the prevention measures planned in waste prevention programme of Emilia-Romagna Region have been related to a stage of product life and classified according to the waste prevention activities typologies presented in the previous paragraph.

Table 4- Prevention measures in Emilia-Romagna prevention programme: classification.

Measures	Actions	Product life stage	Typology of waste prevention activities (Nessi et al., 2013)
Sustainable design	Promotion of Eco-design	Design	Development and/or use of less-waste-generating goods or services to provide a given function.
	Support to research		
	Monitoring of Eco innovation in Emilia-Romagna		
Large and small-scale distribution	Partnership with con large and small-scale distribution	Distribution	Extension of the lifespan of durable goods.
	Reduction in the obsolescence of electrical and electronic equipment		
Green Public Procurement	Announcements and terms of contract for green procurement in public bodies	Consumption	Development and/or use of less-waste-generating goods or services to provide a given function; Reduction in the consumption of goods or services.
	Diffusion of good practices in offices and training path		
Sustainable consumption	Raise the awareness of consumers in stores	Consumption	Reduction in the consumption of goods or services; Extension of the lifespan of durable goods.
	Raise the awareness of citizens about goods wastage.		
	Raise the awareness of citizens about goods repair		
Wastage of goods	Reduction in the wastages of collective catering	Use	Reduction in the consumption of goods or services; Development and/or use of less-waste-generating goods or services to provide a given function.
	Recovery of unsold goods		
	Eco party		
Reuse	Promotion of reuse centres	End of life	Reuse of goods.
Repairing	Support for goods repairing	End of life	Extension of the lifespan of durable goods.
Disposal	Promotion of PAYT systems and proper collection methods	End of life	-

As it can be noticed, the correspondence is not always univocal. Furthermore, the introduction of PAYT systems cannot be considered a proper prevention activity.

As previously said, the LCA study of regional waste management plan considers waste prevention only for the definition of the functional unit, as waste in input. As prevention activities are not considered in the system boundaries, the model does not include:

- Impact of the avoided upstream processes (raw materials extraction, material production, product manufacture, distribution and use) of the life cycle of waste prevented thanks to

the implementation of the waste prevention activities of type “reduction in the consumption of goods or services”;

- Impact of the additional upstream processes that take place as a consequence of the implementation of the waste prevention activities not of type “reduction in the consumption of goods or services”.

3. Conclusions

A deep analysis of prevention activities could be useful in the regional waste management planification. Including waste prevention activities in the LCA of regional waste management system could offer a more complete evaluation of environmental impacts, considering substitutive good or packaging generated as additional MSW to be managed. In fact, it should be considered that environmental benefits of waste prevention activities may not be proportional to the amount of waste prevented (Nessi et al., 2013). Moreover, the analysis of prevention activities should be integrated with the projections of waste composition. In these estimations, it is recommended to consider that not all waste fractions have the same potential for reduction. Firstly, the generation of waste may be unavoidable, or it may be difficult to reduce the amount of waste produced, due to the design or characteristics of the goods or products concerned. Secondly, the variety and availability of products on the market and the pricing might discourage the use of alternative less-waste-generating products. Thirdly, the effectiveness of waste prevention measures depends on the target waste fraction, how the measure is applied and the response of the target agents. So, for each prevention activity, an analysis of the impacts on the production of every waste fraction should be performed, together with the quantification of related environmental benefits.

4. References

- Cleary, J, 2010. The incorporation of waste prevention activities into life cycle assessments of municipal solid waste management systems: methodological issues. *Int J Life Cycle Assess* 15, 579–589.
- Ekvall, T, Assefa, GB, Jo`rklund, A, Eriksson, O, Finnveden, G, 2007. What life-cycle assessment does and does not do in assessments of waste management. *Waste Manag* 27, 989–996.
- 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.
- Gentil, E, Gallo, D, Christensen, TH, 2011. Environmental evaluation of municipal waste prevention. *Waste Manag* 31, 2371–2379.
- Italian Ministry of the Environment, Land and Sea, 2013. Directorial Decree of October 7th 2013, “National Waste Prevention Programme”.
- Joint Research Centre of the European Commission (2011) Supporting environmentally sound decisions for waste management: a technical guide to life cycle thinking (LCT) and life cycle assessment (LCA) for waste experts and LCA practitioners. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, Ispra, Italy. <http://lct.jrc.ec.europa.eu/pdfdirectory/ReqNo-JRC65850-LB-NA-24916-EN-N.pdf>
- Legislative Assembly of Emilia-Romagna Region, 2016. Deliberation n. 67 of May 3rd ,2016 “Waste management plan of Emilia-Romagna Region”.
- Nessi, S, Rigamonti, L, Grosso, M, 2013. Discussion on methods to include prevention activities in waste management LCA. *Int J Life Cycle Assess* 18, 1358–1373.
- Regional Law 5 October 2015, N.16, “Provisions to support the circular economy, the reduction of municipal waste production, the reuse of end-of-life assets, separate waste collection and amendments to the Regional Law of 19 August 1996 n. 31 (regulation of the special tax for landfilling solid waste)”.
- Yano, J, Sakai, S, 2016. Waste prevention indicators and their implications from a life cycle perspective: a review. *J Mater Cycles Waste Manag* 18, 38–56.

SLCA per il settore vitivinicolo: integrazione degli indicatori territoriali VIVA alle sotto-categorie di impatto

Olimpia Martucci¹, Gabriella Arcese², Alessia Acampora¹, Chiara Montauti¹

¹Università degli Studi Roma TRE

²Università degli Studi Niccolò Cusano

Email: gabriella.arcese@unicusano.it

Abstract

Il presente lavoro intende proseguire l'analisi preliminare che è stata svolta nel lavoro "Integration between the territory indicator of VIVA project and the social LCA analysis for the wine sector" di Acampora et al. (2018) il cui obiettivo era quello di identificare le sottocategorie d'impatto socio-economico per definire gli indicatori di inventario, partendo dalle categorie di stakeholders che vengono considerate durante il ciclo della produzione vitivinicola. In particolare, l'obiettivo di questo studio è finalizzato al confronto tra la metodologia SLCA e della certificazione "VIVA", relativa alla sostenibilità del settore vitivinicolo italiano. Da tale confronto è possibile comprendere se esistono dati della certificazione VIVA che possono essere integrati con la SLCA.

1. Introduzione

Per le aziende è ormai imprescindibile seguire un approccio di triple bottom line che cerchi di soddisfare pienamente gli obiettivi che rientrano nelle tre aree di interesse della sostenibilità (economica, ambientale e sociale). Le aziende che sono sempre più attente ad orientare le proprie strategie verso la realizzazione della sostenibilità, dispongono di numerosi strumenti che spaziano dalla possibilità di offrire beni e servizi limitando gli impatti ambientali provenienti dal loro operato (ad esempio: ISO 14001, EMAS, Environmental Life Cycle Assessment - ELCA) e di strumenti capaci di tenere in considerazione le implicazioni di carattere sociale che derivano dal proprio *modus operandi*. Si è osservato infatti che, ultimamente le imprese non sono solo interessate a dimostrare il loro impegno verso il soddisfacimento di target ambientali (minori emissioni, minore sfruttamento delle risorse naturali, predilezione nell'utilizzo di materie prime seconde, pratiche di riuso etc.), ma riconoscono come fondamentale lo sviluppo di azioni che soddisfano la realizzazione di obiettivi di benessere sociale. In un contesto di analisi degli impatti sociali, è ormai nota la metodologia Social Life Cycle Assessment (SLCA) in quanto permette la "valutazione degli impatti sociali negativi e positivi che sono generati da un prodotto nel suo intero ciclo di vita e relativamente ai diversi gruppi di stakeholders coinvolti" (UNEP/SETAC, 2009).

Perciò, la SLCA si pone come uno strumento imprescindibile nel contesto dello sviluppo sostenibile, in quanto la sua applicazione risultata essere di fondamentale importanza nelle scelte di policy e nella realizzazione di strategie aziendali incentrate sulla sostenibilità. La SLCA rappresenta quello strumento che può andare a cogliere gli impatti sociali derivanti dalla produzione di un bene o di un servizio, consentendo di visualizzare lungo tutto il ciclo di vita del prodotto eventuali criticità, per consentire interventi mirati e diretti per la loro correzione.

In considerazione di ciò, si è deciso di affrontare la questione della sostenibilità nel contesto del settore vitivinicolo italiano, con particolare riferimento agli aspetti sociali connessi a tale comparto.

In base a quanto riportato dalla risoluzione OIV-CST 518-2016 sui principi generali sulla vitivinicoltura sostenibile che riguarda gli aspetti ambientali, sociali, economici e culturali del settore, è esplicitamente dichiarato che *"le aziende dovranno considerare l'impatto delle proprie attività sul tessuto socio-economico e il loro coinvolgimento nello sviluppo socio-economico dei territori (o aree)"*.

I punti cardine della risoluzione riguardano le condizioni di lavoro, l'integrazione nell'ambiente socio-economico e culturale locale e la sicurezza e salute dei consumatori. In

particolare, si fa esplicito riferimento al rispetto e l'uguaglianza e alla sicurezza e salute dei lavoratori, all'integrazione, formazione e stabilità della mano d'opera, alle specificità culturali nonché allo sviluppo delle relazioni con le comunità vitivinicole (Risoluzione OIV-CST 518-2016).

Obiettivo del presente lavoro è di cogliere l'opportunità di sviluppare una possibile integrazione tra gli indicatori della metodologia di SLCA e del progetto “VIVA – La sostenibilità nella vitivinicoltura in Italia”.

2. Il progetto “VIVA: la sostenibilità nella vitivinicoltura in Italia”

In Italia, la quasi totalità delle aziende operanti nel settore vitivinicolo sono imprese di piccole e medie dimensioni (PMI), tipicamente a conduzione familiare.

Nonostante la dimensione che caratterizza le imprese che operano in questo comparto, l'Italia si attesta come primo paese esportatore di vino, e risulta essere seconda solo alla Francia, in riferimento alla produzione mondiale (I numeri del vino, 2017). Data soprattutto dalla sua caratteristica di multifunzionalità, gli attori partecipanti nel contesto della filiera vitivinicola risultano molteplici e di diversa natura e in base a quanto riportato da ISMEA (2018) viene rappresentata secondo la seguente Fig.1.

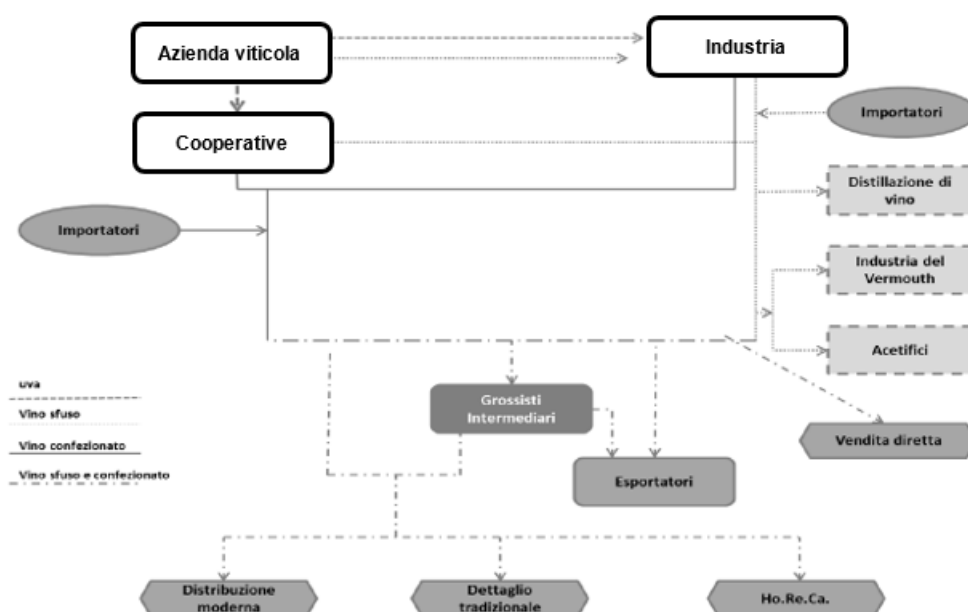


Figura 1: I Principali attori della filiera vitivinicola (Fonte: ISMEA, scheda di settore: Vino, aprile 2018)

In riferimento alla struttura della filiera del settore vitivinicolo, è possibile distinguere quattro principali fasi: “agricoltura”, “trasformazione”, “accesso al mercato” ed “utilizzo” (Arcese et al., 2017). La fase dell'agricoltura comprende tutte le operazioni di lavorazione del terreno e di gestione del vigneto; vengono quindi considerate tutte le azioni di preparazione del suolo, la creazione delle strutture e la disposizione degli impianti necessari, nonché le operazioni di potatura, protezione e gestione del suolo fino alla fase della raccolta. Nella fase di trasformazione sono considerati tutti gli step necessari alla produzione vera e propria del vino (recupero delle uve, preparazione del mosto, vinificazione etc.), fino alle azioni di stoccaggio ed imbottigliamento. Le successive ultime due fasi di accesso al mercato e di utilizzo prevedono rispettivamente operazioni quali raccolta degli ordini, spedizione dei

prodotti, attività di marketing etc., ed operazioni che seguono la fase di fine vita del prodotto (raccolta, utilizzo, riutilizzo e riciclo).

L'accresciuta consapevolezza da parte delle imprese vitivinicole riguardo la sostenibilità ambientale, ha largamente ampliato le iniziative che tendono a migliorare la gestione delle produzioni di vino in tal senso. Merli et al. (2017), attraverso un'analisi delle principali problematiche ambientali connesse al settore e ad una revisione delle iniziative di vino sostenibile più rilevanti a livello globale, hanno evidenziato come non esiste ad oggi un accordo internazionale che permette di definire la sostenibilità in questo settore, mostrando inoltre una grande eterogeneità nell'utilizzo degli indicatori, che risultano ancora troppo vari e soprattutto non armonizzati tra loro.

Diventa quindi importante effettuare una valutazione attenta delle implicazioni, soprattutto di carattere sociale che riguardano questo settore, in ragione anche della maggiore attenzione alle pratiche di sostenibilità sempre più richieste. In più, risulta ormai che aziende, consumatori ed istituzioni pongano sempre più attenzione al tema della sostenibilità nel settore vitivinicolo. Tutto ciò ha portato, negli ultimi anni, a che il numero di progetti ed iniziative che intendono promuovere e sviluppare azioni concrete in questo senso, siano progressivamente aumentate (Giacomarra et al., 2016; Gilinsky et al., 2016; Hughey et al., 2005; Pullman et al., 2010).

Tra i progetti a carattere nazionale più interessanti vi è sicuramente il progetto "VIVA – La sostenibilità nella vitivinicoltura in Italia" realizzato e promosso a partire dal 2011 dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, al fine di controllare e migliorare il livello di sostenibilità lungo l'intera filiera del settore vitivinicolo italiano.

Il progetto prevede un'analisi che si fonda su quattro indicatori fondamentali, scelti su base scientifica e sviluppati attraverso standard e normative internazionali di settore:

- Aria – impronta climatica;
- Acqua – impronta idrica;
- Vigneto – impatto derivante dalle pratiche di gestione agronomica;
- Territorio – impatto socio-economico-culturale.

Il presente lavoro parte da un'analisi preliminare di Acampora et al. (2018) che intende fornire una base teorica per le applicazioni pratiche nel settore del vino in Italia. Il suddetto lavoro ha permesso di mettere in luce gli indicatori che potrebbero causare una sovrapposizione con un'analisi di ELCA: in questo modo si cerca di evitare un problema di "double counting" da quelle categorie d'impatto che possono indurre a reperire lo stesso dato dalla SLCA e dalla certificazione VIVA. Partendo da ciò è stata effettuata una comparazione in merito agli indicatori utilizzati per un'analisi SLCA e quelli proposti dal progetto "VIVA".

Per la definizione degli indicatori di inventario, relativi alle categorie di stakeholders coinvolti lungo l'intero ciclo di vita, si è fatto riferimento all'analisi di Arcese et al. (2017):

- Lavoratori: distinti tra lavoratori a tempo pieno e tempo determinato e tra lavoratori stagionali e quelli a impiegati a tempo pieno caratterizzati da un rapporto familiare;
- Comunità locale: in quanto l'attività di produzione vitivinicola è fortemente legata alla popolazione dei Comuni in cui viene svolta;
- Attori della catena del valore: in cui vengono considerati solo quelli che rientrano nelle fasi di agricoltura e trasformazione;

- **Società:** in cui sono considerate le autorità locali (livello micro) ed organismi nazionali ed associazioni (livello macro) che hanno delle interazioni più o meno dirette con il sistema oggetto di analisi.

Per quanto riguarda l'integrazione con la suddetta analisi e gli indicatori del progetto "VIVA", è sicuramente necessario, prendere in considerazione l'indicatore "Territorio" il quale si compone al suo interno di 40 condizioni.

Le suddette condizioni sono successivamente ripartite in tre differenti sezioni:

- "Biodiversità e paesaggio" (requisiti 1 – 16)
- "Società e cultura" (requisiti 17 – 31)
- "Economia ed Etica" (requisiti 32 – 40).

Attraverso l'indicatore "territorio" vengono verificate tutte le esternalità prodotte dall'attività aziendale e che incidono non solo sull'ambiente (sezione biodiversità e paesaggio) ma anche sulla relativa comunità, costituita dai dipendenti dell'azienda, dalle comunità locali, dai consumatori e dai produttori stessi, come è possibile vedere all'interno delle sezioni società e cultura ed economia ed etica. Quindi, le aziende che ottengono la certificazione "VIVA" soddisfano anche tutti quei requisiti di carattere sociale che riguardano la tutela dei lavoratori, garanzie di sicurezza e salute; l'adeguata formazione del personale; la realizzazione di attività a sostegno dei giovani e delle donne, la gestione delle relazioni con il territorio, i residenti e gli abitanti, l'attenzione alla sicurezza e alla salute dei consumatori nonché la comunicazione al pubblico chiara, uniforme e trasparente.

Tabella 1: indicatori sociali comuni alla SLCA e VIVA (fonte: rielaborazione degli autori basata su Acampora et al., 2018).

Fase	Attività	Categoria di stakeholder	Sottocategoria d'impatto
Agricoltura	Fornitura	Attori della catena del valore	Promozione RSI
	Gestione dei vigneti	Lavoratori	Condizioni lavorative
			Salute e sicurezza
			Crescita professionale
		Comunità locale	Accesso alle risorse materiali
			Salute e sicurezza
			Occupazione locale
		Società	Contributo allo sviluppo economico
Trasformazione	Produzione, stoccaggio imbottigliamento	Comunità locale	Salute e sicurezza
Accesso al mercato	Marketing e vendite	Consumatori	Trasparenza
		Comunità locale	Reputazione della zona
Utilizzo	Consumo	Consumatori	Salute e sicurezza

La tabella 1 evidenzia le sottocategorie d'impatto che possono essere valutate attraverso gli indicatori in comune alla metodologia SLCA e a quelli del progetto "VIVA". Date le fasi di cui è costituita la produzione del vino, vengono riportate rispettivamente le attività e la relativa categoria di stakeholder necessaria per l'identificazione dell'impatto, tale per cui si verifichi corrispondenza quando si decide di valutare l'incidenza degli impatti sociali lungo la filiera della produzione di vino.

Il confronto tra queste due modalità di valutazione degli impatti sociali permette di evidenziare come ormai è sempre più forte l'esigenza di considerare l'effetto che hanno le produzioni sulla società. È possibile ipotizzare che le sottocategorie d'impatto per le quali sono disponibili sia gli indicatori di SLCA che "VIVA", sono quelle per cui vi è una maggiore disponibilità nel recepimento dei dati, nonché rivestono un ruolo chiave nella definizione delle strategie aziendali con una forte propensione alla realizzazione di azioni concrete di piena sostenibilità.

3. Conclusioni

Partendo dall'analisi iniziale proposta da Acampora et al. (2018), gli autori hanno ritenuto utile approfondire la tematica relativa all'analisi delle implicazioni di carattere socio-economico riguardo il settore vitivinicolo italiano. Per definire ed evidenziare quali sono gli indicatori considerati più importanti in tale contesto, è stato preso come riferimento l'analisi sullo studio di settore di Arcese et al. (2017), che, successivamente all'individuazione delle categorie di stakeholders coinvolti nella produzione di vino (lavoratori, comunità locale, società, attori della catena del valore, consumatori) sono state ottenute le relative sottocategorie d'impatto. Il confronto è stato valutato in relazione all'indicatore "Territorio" della certificazione "VIVA", che comprende i requisiti di carattere sociale (dal numero 17 al numero 40) che riguardano la tutela dei lavoratori, garanzie di sicurezza e salute; l'adeguata formazione del personale; la realizzazione di attività a sostegno dei giovani e delle donne, la gestione delle relazioni con il territorio, i residenti e gli abitanti, l'attenzione alla sicurezza e alla salute dei consumatori nonché la comunicazione al pubblico chiara, uniforme e trasparente. Dal confronto ne emerge quanto segue:

- relativamente alla fase di agricoltura, per le categorie di stakeholder "lavoratori", "attori della catena del valore", "comunità locale" e "società", le sottocategorie d'impatto comuni ai due approcci risultano essere: "promozione della RSI", "condizioni lavorative", "salute e sicurezza", "crescita professionale", "accesso alle risorse materiali", "occupazione locale" e "contributo allo sviluppo economico";
- per quanto riguarda la fase di trasformazione, risulta che l'unica sottocategoria d'impatto in comune è data da "salute e sicurezza" relativa alla categoria "comunità locale";
- nelle ultime due fasi, marketing e vendite e consumo, sono state individuate le sottocategorie comuni di "trasparenza", "reputazione della zona" e "salute e sicurezza" in riferimento alle categorie di stakeholders "Consumatori" e "comunità locale".

A questo stato di avanzamento dello studio è perciò possibile ipotizzare che gli indicatori precedentemente illustrati, possono essere utilizzati al fine di quantificare le sottocategorie di impatto della SLCA. Il presente lavoro, vuole essere una base di partenza per l'implementazione successiva del metodo che vada ad approfondire lo studio di tali sottocategorie d'impatto. Tutto ciò permetterebbe di avere una visione più completa degli impatti socio-economici lungo l'intera filiera del settore vitivinicolo.

4. Bibliografia

Acampora, A., Arcese, G., Merli, R., Preziosi, M., Montauti, C., 2018. Integration between the territory indicator of VIVA project and the social LCA analysis for the wine sector, Social LCA, People and Places for Partnership – 6th Social LCA Conference, Pescara, Italy, 10-12 Sept.

Arcese, G., Lucchetti, M.C., Massa, I., 2017. Modelling Social Life Cycle Assessment framework for the Italian wine sector. *Journal of Cleaner Production*, 140, 1027-1036.

- Giacomarra, M., Galati, A., Crescimanno, M., Tinervia, S., 2016. The integration of quality and safety concerns in the wine industry: the role of third-party voluntary certifications. *J. Clean. Prod.* 112, 267-274.
- Gilinsky, A., Newton, S.K., Vega, R.F., 2016. Sustainability in the global wine industry: concepts and cases. *Agric. Agric. Sci. Procedia* 8, 37-49.
- Hughey, K.F.D., Tait, S.V., O'Connell, M.J., 2005. Qualitative evaluation of three "environmental management systems" in the New Zealand wine industry. *J. Clean. Prod.* 13, 1175-1187
- I numeri del vino, 2017, <http://www.inumeridelvino.it/2018/06/i-consumi-di-vino-totali-e-pro-capite-nel-2017-aggiornamentooiv.html#more-22536>
- ISMEA, Istituto di servizi per il mercato agricolo alimentare, aprile 2018, scheda di settore: Vino
- Merli, R., Preziosi, M., Acampora, A., 2017. Sustainability experiences in the wine sector: toward the development of an international indicators system. *J. Clean. Prod.* 172, 3791-3805
- OIV, 2016. RISOLUZIONE OIV- CST 518-2016 PRINCIPI GENERALI DELL'OIV SULLA VITIVINICOLTURA SOSTENIBILE-ASPETTI AMBIENTALI, SOCIALI, ECONOMICI E CULTURALI, <http://www.oiv.int/js/lib/pdfjs/web/viewer.html?file=/public/medias/4989/oiv-cst-518-2016-it.pdf>
- Pullman, M.E., Maloni, M.J., Dillard, J., 2010. Sustainability practices in food supply chains: how is wine different? *J. Wine Res.* 21, 35-56.
- UNEP/SETAC, 2009. Life-Cycle Initiative Guidelines for social life cycle assessment of products. United Nation Environment Programme, Paris.
- VIVA" – La sostenibilità nella vitinicoltura in Italia", <http://www.viticulturasostenibile.org/>

Carbon Footprint di prodotti innovativi per il settore delle imbarcazioni: focus sugli scenari di fine vita

Michele Cracco¹, Anna Mazzi¹

¹ Università degli Studi di Padova, Dip. Ingegneria Industriale. Via Marzolo 9, 35131 Padova
Email: anna.mazzi@unipd.it

Abstract

In un'epoca in cui il miglioramento delle prestazioni ambientali dei prodotti è al centro del concetto di economia sostenibile, lo sviluppo di prodotti innovativi rappresenta un aspetto fondamentale. Nel settore della nautica una grande attenzione è rivolta al problema dello smaltimento di plastiche rinforzate con fibre sintetiche. Per tentare di risolvere questo problema dal principio, Metis Vela Unipd ha sviluppato un nuovo composito in fibre di lino, polimetilmetacrilato e polietilene tereftalato che presenta ottime potenzialità di riciclaggio. Interesse di Metis è quello di valutare le prestazioni ambientali di questo materiale, quando utilizzato per la realizzazione di uno scafo da regata. Partendo da un'analisi preliminare per il calcolo del Carbon Footprint questo studio ha evidenziato le difficoltà nell'individuare i possibili scenari di fine vita di un prodotto innovativo per cui non esiste letteratura sufficiente.

1. Introduzione

Negli ultimi sessant'anni sono state prodotte milioni di imbarcazioni per uso ricreativo, e gran parte di esse sono state realizzate utilizzando plastiche rinforzate con vari tipi di fibre, soprattutto fibre di vetro (Glassfiber Reinforced Plastics, GRP). Imbarcazioni costruite con GRP mostrano una notevole durata all'usura, di conseguenza, fino a tempi recenti, il problema dello smaltimento a fine vita non ha rappresentato un problema di largo interesse (Marsh, 2013). Ora che la questione ha acquistato una dimensione non più trascurabile, numerosi progetti di ricerca sono nati con lo scopo di identificare metodi sostenibili per la gestione del fine vita dei natanti, per andare così a sostituire la pratica più comune dello smaltimento in discarica a favore del riciclo. Se da un lato è indispensabile risolvere il problema dello smaltimento del parco barche esistente, dall'altro è fondamentale agire per assicurare che le nuove unità vengano progettate in maniera tale che la gestione del fine vita abbia già un percorso definito ed il più sostenibile possibile.

Per affrontare questo aspetto, un progetto di ricerca dell'Università degli Studi di Padova, Metis Vela Unipd (di seguito Metis) ha sviluppato recentemente un nuovo materiale composito che ha ottime caratteristiche prestazionali e può essere riciclato o riutilizzato in maniera efficace. Il composito è stato sviluppato utilizzando fibre naturali di lino, polietilene tereftalato espanso (di seguito solo PET) e una resina termoplastica, il polimetilmetacrilato (PMMA), noto anche con il nome commerciale di Plexiglass. Il composito è stato testato per essere utilizzato nella realizzazione di un'imbarcazione da regata di Classe R3 (Mille e Una Vela Cup [Comitato Tecnico], 2018) e le prestazioni meccaniche sono risultate comparabili con quelle di un analogo composito in fibra di vetro, a dimostrazione del fatto che la plastica rinforzata con fibra di lino può rappresentare una valida alternativa strutturale alla fibra di vetro.

Per stabilire però se un'imbarcazione realizzata con questo nuovo composito possa essere considerata maggiormente sostenibile rispetto ad una costruita con fibra di vetro occorre valutarne la prestazione ambientale lungo l'intero ciclo di vita. Da ciò è scaturita quindi la volontà di Metis di condurre uno studio di life cycle assessment (LCA) dell'ultima barca progettata e realizzata con questo nuovo materiale. Per ovvie ragioni (il recentissimo sviluppo del materiale e la limitata diffusione di natanti costruiti secondo le specifiche del Regolamento di Classe R3) nella letteratura esistente non figurano precedenti studi di LCA a cui fare riferimento. A questo va aggiunto che l'imbarcazione rappresenta un prototipo, quindi il processo di produzione non è standardizzato. Tutto ciò rende l'individuazione dei confini del sistema, e di conseguenza anche la valutazione del ciclo di vita, un processo molto complesso. Per questo motivo si è scelto di affrontare il problema partendo prima da un'analisi preliminare per il calcolo del Carbon Footprint (CF) che, in quanto indicatore parziale degli impatti ambientali, ci ha consentito di semplificare l'indagine limitando la valutazione

ad alcuni parametri. I risultati ottenuti da questo studio ci stanno ora guidando nella conduzione di uno studio di LCA completo.

In questo articolo vi presentiamo in sintesi la fase preparatoria allo studio del CF, focalizzando l'attenzione su quella che si sta dimostrando la principale criticità di uno studio di ciclo di vita per questo tipo di prodotto, ovvero la fase di fine vita. Come descritto nell'articolo, infatti, già nella fase di inventario emergono sostanziali difficoltà legate all'individuazione dei possibili scenari di fine vita, a causa delle limitate informazioni disponibili per materiali innovativi come quello in esame.

2. Materiali e metodi

2.1. Obiettivo e campo di applicazione dello studio di CF

Come anticipato nell'introduzione, lo studio di CF si pone l'obiettivo di valutare l'impatto sul riscaldamento globale generato da un'imbarcazione realizzata utilizzando un composito innovativo in lino-PET-PMMA durante il suo ciclo di vita. Un'attenzione particolare viene data alla definizione del processo produttivo e dello scenario di fine vita.

Dal momento che la principale innovazione tecnologica della barca risiede solo nell'utilizzo del composito in lino-PET-PMMA, l'unità funzionale a cui lo studio di CF fa riferimento è il solo scafo, composto a sua volta da tre elementi principali: carena, coperta e strutture interne.

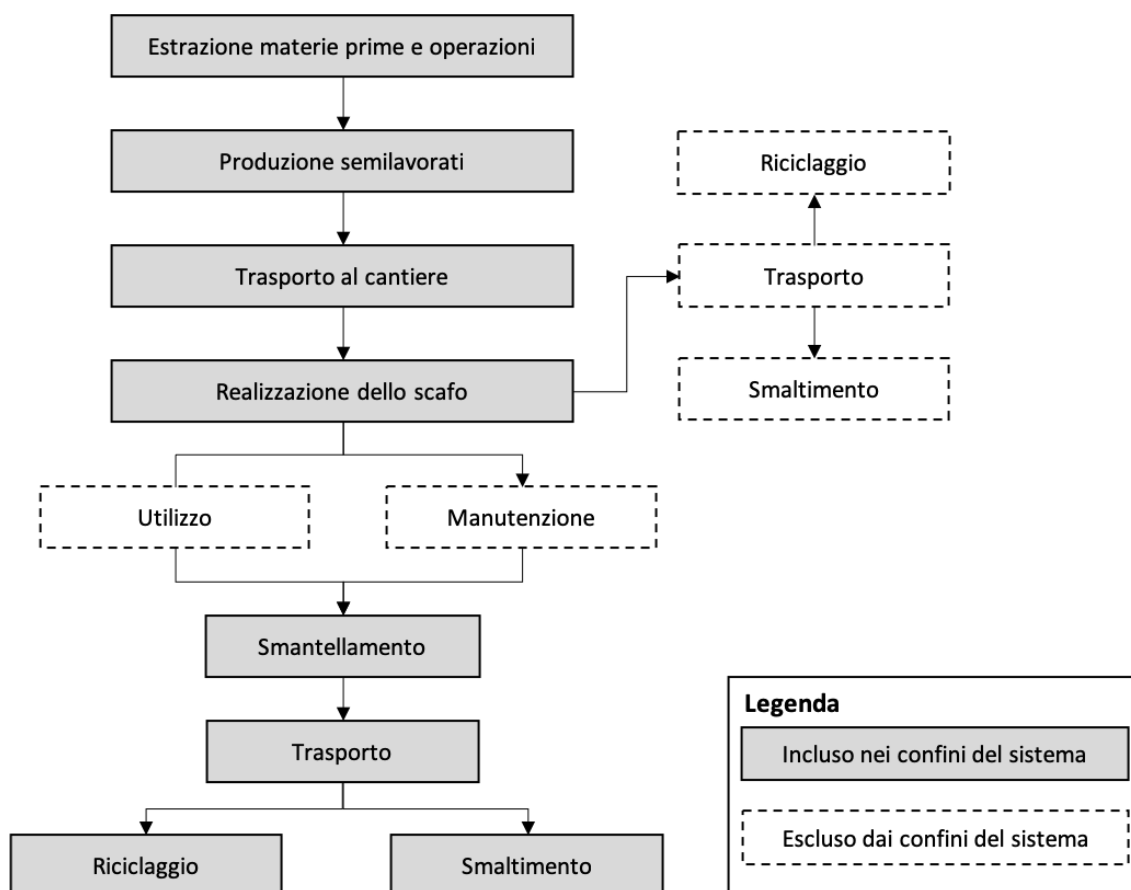


Figura 1: Confini del sistema del CF dello scafo

Per definire i confini del sistema prodotto in esame (Figura 1), il ciclo di vita può essere suddiviso in più sotto-sistemi:

- **Produzione dei materiali:** in questa fase sono considerati i processi di estrazione delle materie prime e di coltivazione del lino, la produzione di semilavorati e le operazioni di trasporto.
- **Produzione dello scafo:** la produzione contiene tutte le fasi di lavorazione, da materie prime e semilavorati allo scafo finito; in questa fase sono inclusi materiali ausiliari, consumo energetico, emissioni, rifiuti e scarti di lavorazione.
- **Gestione dei rifiuti e degli scarti di lavorazione:** questa fase non rientra tra i confini del sistema a questo livello preliminare di analisi.
- **Distribuzione:** dal momento che Metis è al tempo stesso produttore ed utilizzatore finale, questa fase del ciclo di vita non è stata considerata.
- **Uso e manutenzione:** la barca per cui questo scafo è stato progettato è destinata alla sola attività di regata ed è quindi sprovvista di motore, sia termico che elettrico, che nella fase d'uso rappresenta la principale causa di impatto ambientale. Essendo l'imbarcazione un prototipo, non è ancora stata prevista manutenzione ordinaria, nè tantomeno si conosce l'entità delle operazioni di manutenzione straordinaria dal momento che ad oggi la barca non è stata messa in acqua e sottoposta a stress. Per tali ragioni questa fase del ciclo di vita non è stata considerata in questo studio preliminare.
- **Fine vita:** questa fase include lo smaltimento come rifiuto al raggiungimento del fine vita. In questo studio verranno analizzati possibili scenari per il fine vita di un composito comune per valutare se essi possano essere applicati o meno al fine vita del composito lino-PET-PMMA.

2.2. Inventario

Definiti i confini del sistema e l'unità funzionale, il passo successivo è stato quello di realizzare un modello delle unità di processo proprie dell'attività cantieristica.

2.2.1. Descrizione delle unità di processo del core

Realizzazione degli stampi

Gli stampi vengono realizzati ricorrendo ad un metodo tradizionale utilizzato nella maggior parte dei cantieri navali. Il metodo consiste nel realizzare una struttura in legno multistrato di pioppo da 15 mm e da 4 mm, scelto perché economico e facile da trattare. Per rendere gli stampi impermeabili all'aria e quindi adatti alla tecnica di infusione a vuoto, essi vengono rivestiti laminando manualmente uno strato di fibra di vetro con resina epossidica. Per ottenere una finitura liscia, gli stampi vengono successivamente levigati con carta abrasiva e levigatrice orbitale.

Preparazione dell'anima del sandwich composito

Partendo da pannelli di PET espanso vengono ricavate le sagome che andranno a costituire l'anima del composito. Le strutture interne dello scafo hanno geometria piana quindi dopo la sagomatura non sono necessarie altre operazioni per prepararle all'infusione. Carena e coperta invece sono caratterizzate da geometrie 3D complesse che rendono necessario giuntare più pannelli per raggiungere la forma desiderata. Nelle sezioni della carena dove le curvature risultano essere meno severe, il pannello di PET può essere termoformato riscaldandolo adeguatamente tramite l'utilizzo di una pistola termica.

Posizionamento strati del composito

Una volta accertata la tenuta al vuoto, sugli stampi vengono stesi i vari strati di fibre e l'anima in PET. Dall'interno verso l'esterno dello scafo, la stratificazione del composito può essere schematizzata come segue: fibre di lino, PET, fibre di lino e fibra di vetro. La fibra di vetro viene utilizzata solo esternamente e non come layer strutturale, poiché si presta meglio alle eventuali operazioni di carrozzeria permettendo una finitura più liscia e garantendo prestazioni idrodinamiche superiori.

Infusione

Questa unità di processo fa uso di una ben nota tecnica di infusione indicata come *vacuum assisted resin transfer molding* (VARTM) in cui, tramite un sistema di creazione del vuoto all'interno degli stampi, la resina viene trasferita agli strati del composito. I materiali ausiliari utilizzati in questo processo sono quelli caratteristici della tecnica di VARTM.

Accoppiamento e rifinitura

Rimosse dagli stampi, carena, coperta e strutture interne vengono accoppiate utilizzando colla strutturale a base di MMA che catalizza a temperatura ambiente senza bisogno di condizioni di vuoto. In seguito, con carta abrasiva e levigatrice orbitale, lo scafo completo viene rifinito eliminando eventuali imperfezioni dovute al processo di infusione.

2.2.2. Raccolta dati

Avendo la disponibilità di Metis, è stato possibile accedere al cantiere e recuperare direttamente dati primari in merito ai flussi di input e output delle varie unità di processo. In Tabella 1 sono riportate le voci dei flussi in entrata all'impianto di produzione e una panoramica delle informazioni che è stato possibile raccogliere per ciascuna voce. Una volta individuato il fornitore di ciascun materiale, è stato possibile assegnare la distanza percorsa nella fase di trasporto al cantiere. Essendo il cantiere sito in Padova, ed essendo la maggior parte dei fornitori appartenenti al territorio nazionale, la tipologia di trasporto considerata più plausibile è quella su strada.

Tabella 1: Sintesi dei dati primari raccolti per i flussi di materia ed energia in entrata e in uscita dal sistema in esame

Elementi	Quantità in massa [kg]	Energia consumata [kWh]	Trasporto [km]	Scarti [kg]
Fibre di PA 6.6	x	/	x	x
PP	x	/	x	x
HDPE	x	/	x	x
LDPE	x	/	x	x
Nylon 6.6	x	/	x	x
Vetro	x	/	x	x
Mix Resina epossidica/ammine	x	/	x	x
Butene	x	/	x	x
Paraffina	x	/	x	x
Fibra di vetro	x	/	x	x
PET espanso	x	/	x	x
Compensato	x	/	x	x
Fibra di lino	x	/	x	x
Mix MMA/perossido	x	/	x	x
Carta vetrata	x	/	x	x
Energia elettrica	/	x	/	/

Anche se l'analisi dello smaltimento dei rifiuti e degli scarti di lavorazione non rientra negli obiettivi di questo studio, dal momento che il processo produttivo non è automatizzato, bensì composto da numerose operazioni manuali, per determinare quanta della massa dei vari materiali in input vada a comporre lo scafo finito è stato condotto un computo degli scarti. Questo servirà anche a capire quali e quanti materiali dovranno essere trattati nel momento in cui lo scafo andrà ad esaurire la sua vita utile.

3. End of life: possibili scenari

Come detto, la natura innovativa del composito utilizzato per la realizzazione dello scafo, soprattutto legata al tipo di materiali utilizzati, crea non poche sfide nell'analisi del ciclo di vita. Non fa eccezione lo studio del fine vita. Nonostante in letteratura non manchino informazioni riguardanti i possibili scenari per lo smaltimento ed il riciclo di materiali compositi, scarse sono le informazioni disponibili in caso di compositi contenenti fibre di origine biologica.

Sono stati presi quindi in considerazione diversi scenari esistenti per i compositi più comuni formati da fibre di vetro o carbonio, valutando se essi possano essere considerati praticabili anche per un composito in lino-PET-PMMA.

3.1. Solvolisi

Lo scenario che ha spinto Metis a sviluppare questo tipo di composito è quello del recupero totale delle materie prime costituenti il composito. Questo obiettivo può essere raggiunto tramite l'impiego di un processo di solvolisi (Oliveux et al., 2015; Poulakis, Papaspyrides, 1997), ed è in parte già stato testato dal team in scala ridotta. Dopo aver immerso un campione di composito in acetone per un paio di giorni, si è potuta osservare la completa separazione tra fibre di lino e PET, e la resina termoplastica è risultata completamente disciolta in acetone. Questo prova che a livello concettuale è possibile recuperare la matrice della resina, le fibre di lino e l'anima in PET per riprocessarli. Bisogna però specificare che questo processo è ancora in fase sperimentale (Rybicka et al., 2016) e non se ne conoscono ancora gli effettivi benefici dal punto di vista ambientale. Il processo di estrazione del monomero dalla soluzione potrebbe rendere il processo di recupero dei materiali meno performante dal punto di vista ambientale rispetto a metodi di smaltimento più comuni (Otheguy et al., 2009). Inoltre, test condotti su compositi di fibre inorganiche dimostrano che i materiali recuperati, degradati dal solvente, tendono a presentare caratteristiche tecniche inferiori a quelle del prodotto originale (Roux et al., 2017) e quindi non possono essere riutilizzate per lo stesso scopo (Oliveux et al., 2015). Questo crea la necessità di individuare degli utilizzi alternativi che però non sono ancora definiti. Ciò rende ancora poco plausibile l'applicazione del processo di solvolisi come scenario di fine vita di una imbarcazione in materiale composito.

3.2. Pirolisi

La pirolisi è un altro sistema di smaltimento orientato al recupero dei materiali, già testato per compositi con fibre inorganiche (fibre di vetro o carbonio). Durante questo processo è possibile recuperare olii e gas risultanti dalla degradazione termica della resina ed anche le fibre (Rybicka et al., 2016). Anche in questo scenario una delle criticità è rappresentata dalla parziale degradazione delle fibre a causa delle alte temperature. Inoltre, essendo il composito sviluppato da Metis composto da fibre di origine biologica, esse potrebbero con molta probabilità non resistere alle elevate temperature richieste dalla pirolisi, rendendone impossibile il recupero. Per questo motivo, e per il fatto che questo processo non è stato testato per il composito in lino-PET-PMMA, la pirolisi non può ancora essere considerata uno scenario di fine vita percorribile.

3.3. Combustione

Un'altra strada investigata è stata quella del recupero delle fibre tramite un processo di combustione della resina all'interno di una muffola, per utilizzare poi le fibre recuperate come materiale di rinforzo per plastiche in processi di estrusione (LEITAT, 2012). Come la pirolisi, questa soluzione è stata testata solo per fibre di vetro e carbonio e, per le alte temperature, non può essere ancora considerata adeguata alla gestione del fine vita del composito di Metis.

3.4. Incenerimento

Il recupero energetico tramite incenerimento è la soluzione al momento più tecnologicamente avanzata (Rybicka et al., 2016). Per i compositi più tradizionali, però, la presenza di fibre di vetro o carbonio determina una diluizione del calore utile che può venire estratto (Otheguy et al., 2009). Contrariamente, le fibre di lino potrebbero potenzialmente contribuire alla generazione di calore utile ma, non essendo reperibili informazioni su eventuali studi a riguardo, ulteriori ricerche andrebbero condotte in questa direzione.

Certamente questo scenario non rientra nel sempre più attuale e diffuso concetto di economia circolare, andrebbe perciò considerato come ultima soluzione praticabile.

3.5. Discarica

Fino a qualche anno fa la pratica più comune nella gestione dei compositi a fine vita era lo smaltimento in discarica. Questo oggi non è più considerato sostenibile e molte nazioni europee hanno introdotto regolamenti che limitano notevolmente lo smaltimento in discarica di plastiche rinforzate con fibre (Marsh, 2013). Ciò esclude definitivamente questa pratica dai possibili scenari di fine vita di una imbarcazione in materiale composito.

4. Conclusioni

Oggi il concetto di economia circolare è alla base dello sviluppo sostenibile, ed il miglioramento delle prestazioni ambientali di un prodotto parte prima di tutto dallo sviluppo di tecnologie e materiali innovativi. Questo lavoro preliminare mette però in luce quanto la valutazione di tali prestazioni durante tutto il ciclo di vita risulti difficile, soprattutto in mancanza di letteratura disponibile. Nello specifico, anche lo scarso sviluppo di tecnologie adeguate per la gestione del fine vita di materiali innovativi comporta un'ulteriore difficoltà nel quantificare in modo consistente gli impatti ambientali legati al fine vita.

Partendo da queste osservazioni, appare chiaro che, per completare la valutazione di LCA del caso in esame, ulteriori approfondimenti potranno essere fatti valutando innanzitutto l'impatto ambientale sul cambiamento climatico delle fasi del ciclo di vita di cui si ha una più profonda conoscenza. In merito agli impatti ambientali associati alla fase di fine vita, sarà necessario procedere con delle ipotesi per poter giungere ad un valore complessivo di CF. Tale risultato, però, dovrà poi essere oggetto di approfondimenti e discussioni, ad esempio con la conduzione di analisi di sensibilità, al fine di verificare se e come i risultati sono influenzati dalle scelte di fine vita ipotizzate.

Concludiamo affermando che, con riferimento agli studi di CF e LCA relativi a prodotti innovativi, la mancanza di informazioni relative agli scenari di fine vita può incidere in modo rilevante sull'attendibilità dei risultati ottenuti. Pertanto, si auspica un incremento degli studi dedicati a questo ambito ancora poco esplorato.

5. Bibliografia

LEITAT, 2012. BOATCYCLE - Final Report Covering the Project Activities from 30/05/2011 to 01/07/2017.

Marsh, G, 2013. End-of-Life Boat Disposal – a Looming Issue. Reinforced Plastics, 57, 24–27, doi:10.1016/s0034-3617(13)70152-8.

Mille e Una Vela Cup [Technical Committee], 2018. Class Rules “R3”.

Oliveux, G, Dandy, L, Leeke, G, 2015. Current Status of Recycling of Fibre Reinforced Polymers: Review of Technologies, Reuse and Resulting Properties. Prog. Mater. Sci. 72, 61–99, doi:10.1016/j.pmatsci.2015.01.004.

Otheguy, ME, Gibson, AG, Cripps, RM, Castro, MTA, Findon, E, Mendoza, AO, 2009. Recycling of End-of-Life Thermoplastic Composite Boats. Plast. Rubber Compos., 38, 406–11, doi:10.1179/146580109x12540995045642.

Poulakis, JG, Papaspyrides, CD, 1997. Recycling of Polypropylene by the Dissolution/Reprecipitation Technique: I. A Model Study. Resour. Conserv. Recycl. 20, 31–41, doi:10.1016/S0921-3449(97)01196-8.

Roux, M, Eguémann, N, Dransfeld, CI, Thiébaud, F, Perreux, D, 2017. Thermoplastic Carbon Fibre-Reinforced Polymer Recycling with Electrodynamical Fragmentation. J. Thermoplast. Compos. Mater., 30, 381–403, doi:10.1177/0892705715599431.

Rybicka, J, Tiwari, A, Leeke, GA, 2016. Technology Readiness Level Assessment of Composites Recycling Technologies. J. Clean. Prod. 112, 1001–12, doi:10.1016/j.jclepro.2015.08.104.

LCA di un sistema di illuminazione adattivo: il caso del quartiere EUR di Roma

Andrea Temporelli¹, Pierpaolo Girardi¹, Andrea Mancinelli²

¹Ricerca sul Sistema Energetico – RSE S.p.A.

²Reverberi Enetec

Email: andrea.temporelli@rse-web.it

Abstract

Nell'ambito del progetto europeo Life Diademe si è realizzato un sistema adattivo di illuminazione stradale in grado di dimmerizzare la potenza dei LED a seconda del traffico rilevato. Questo impianto pilota, è stato installato su 1000 punti luce all'interno del quartiere EUR di Roma. Dopo un periodo di monitoraggio dei consumi energetici si è osservata una diminuzione degli stessi rispetto alla configurazione statistica consentita per legge, ed ancora superiori alla situazione pre-esistente.

Per valutare i benefici e gli impatti del sistema adattivo installato sui 1000 punti luce, rispetto alla configurazione statistica, si è realizzata un'analisi di ciclo di vita (Life Cycle Assessment – LCA).

1. Introduzione

Le città sono i luoghi dove la maggior parte dell'energia europea è consumata e anche l'origine di gran parte delle emissioni di gas serra. L'illuminazione stradale è un servizio chiave fornito e gestito dalle pubbliche autorità a livello locale: una buona illuminazione è essenziale per la sicurezza stradale e delle persone.

In questo contesto l'obiettivo del progetto Life Diademe è quello di dimostrare che l'installazione di un sistema di illuminazione adattivo, che soddisfi i requisiti della norma UNI 11248 (UNI EN ISO 11248, 2007) relativa all'illuminazione adattiva, possa contribuire a ridurre i consumi energetici e le emissioni di gas serra. Il confronto è realizzato rispetto allo stato dell'arte, ossia un sistema di illuminazione statistico pre-programmato (mentre allo stato attuale le luci sono gestite di norma in regime di full-light ovvero a piena potenza per tutto il periodo di accensione).

Nel sistema statistico il flusso di traffico è stimato e viene impostata una pianificazione pre-programmata della riduzione del traffico veicolare, che considera non solo le ore notturne ma anche il giorno della settimana e la stagione dell'anno.

Il sistema adattivo Life Diademe è progettato per modificare la potenza dell'illuminazione in funzione del traffico stradale, rilevato in tempo reale con dei sensori. In questo modo è possibile ottimizzare il consumo di energia e minimizzare le emissioni di gas serra.

Il Sistema pilota Life Diademe, installato su alcune arterie stradali del quartiere EUR di Roma, è formato da sensori e dispositivi alloggiati su 1000 lampioni. Ogni punto luce è equipaggiato con una struttura che ospita al suo interno dei sensori a infrarosso e la CPU relativa.

I sensori infrarosso monitorano il livello di congestione del traffico in tempo reale, consentendo la dimmerizzazione dell'illuminazione se necessario.

I punti luce che sono equipaggiati con solo i sensori infrarosso e la relativa CPU sono 420 e sono denominati ECO.

Nel sistema pilota analizzato una certa quota di lampioni è equipaggiata anche con dei dispositivi in grado di svolgere funzioni ausiliarie: radar, sensori ambientali, sensori di luminanza-traffico-condizioni meteorologiche.

I sensori standard (STD, presenti su 500 lampioni) prevedono un radar che, come i sensori infrarosso, è utilizzato per monitorare il livello di congestione stradale. La presenza di entrambi i sensori serve solo a confrontarne l'efficacia.

I sensori ambientali (GAS) sono presenti su 50 punti luce e sono in grado di monitorare le condizioni ambientali misurando le concentrazioni di CO, NO, NO₂, O₃. Su questi sensori è installato anche il radar come per i sensori STD.

Infine, i sensori di luminanza-traffico-condizioni meteorologiche (LTM) sono disposti su 30 lampioni e, tramite una fotocamera, controllano il traffico per validare le informazioni raccolte attraverso i sensori infrarosso e i radar.

2. Goal and scope

Lo studio LCA è realizzato basandosi sulle direttive della norma ISO 14040: Principles and Framework (ISO 14040, 2006) e ISO 14044: Requirements and Guidelines (ISO 14044, 2006). L'analisi è realizzata utilizzando il software SimaPro e le informazioni contenute nel database di Ecoinvent (v3.3).

L'obiettivo dello studio LCA è quello di valutare i possibili benefici ambientali generati dal sistema di illuminazione adattivo Life Diademe comparato con il tradizionale sistema di illuminazione statistico, considerando una prospettiva di ciclo di vita.

L'unità funzionale dell'analisi è l'intero sistema pilota di illuminazione adattiva Life Diademe, composto da dispositivi e sensori installati su 1000 punti luce di alcune arterie stradali del quartiere EUR di Roma, in grado di soddisfare i requisiti di illuminazione previsti della norma UNI 11248 (UNI EN ISO 11248, 2007).

Lo studio LCA è del tipo "from cradle to grave", quindi si considerano tutti gli impatti generati durante le fasi di vita del sistema: estrazione e lavorazione delle materie prime, produzione dei dispositivi, installazione, fase d'uso, smontaggio dei dispositivi e smaltimento. Sono considerati anche tutti gli impatti legati al trasporto dei dispositivi.

Si è considerato un arco di vita di 10 anni del sistema pilota adattivo.

Per valutare gli impatti generati dal sistema si sono considerate le categorie di impatto elencate in Tabella 1. Poiché il sistema in esame è in estrema sintesi un dispositivo elettronico che consente di avere dei risparmi di energia elettrica, le categorie di impatto sono state scelte in base ai principali impatti ambientali della produzione di energia elettrica (dedotti da Turconi et al, 2013) e quelli delle tecnologie elettroniche (dedotti dalla Product Environmental Footprint Category Rules del pilot IT_Equipment della Product Environmental Footprint della commissione Europea).

Tabella 1: Categorie di impatto considerate per lo studio LCA

Categorie di impatto	Indicatori	U.M.
Climate change	IPCC - Greenhouse Effects (100)-2007	kg CO ₂ eq
Particulate matter	RiskPoll - Particulate matter formation potential	kg PM _{2.5} eq
Photochemical ozone formation	ReCiPe - Photochemical Ozone Formation Potential	kg NMVOC eq
Acidification	Accumulated Exceedance (AE) – Acidification potential	molc H ⁺ eq
Resources depletion	CML - Mineral, fossil & ren resource depletion	kg Sb eq

3. Life Cycle Inventory

Per realizzare lo studio LCA si sono considerati dati primari, ricavati da pesatura e analisi di tutti i componenti presenti nel sistema adattivo, e secondari, ottenuti consultando la letteratura esistente.

La campagna di raccolta dati primari è stata realizzata smontando i sensori e i dispositivi del sistema adattivo e pesando tutti i componenti. In questo modo è stato possibile individuare anche la natura dei materiali presenti. Il processo di pesatura e analisi dei materiali è stato realizzato con la collaborazione del partner tecnico responsabile e coordinatore del progetto Life Diademe.

Per la modellazione dei materiali presenti nei diversi componenti si sono utilizzati i dataset Ecoinvent, facendo riferimento alla realtà europea o italiana.

Dopo la fase di produzione, la successiva considerata nell'analisi è quella relativa all'assemblaggio e installazione dei sensori sui 1000 lampioni nel quartiere EUR. L'operazione di installazione di un dispositivo sul relativo punto luce richiede circa venti minuti di manodopera. L'intervento è realizzato utilizzando un veicolo diesel dotato di braccio telescopico, grazie al quale l'operatore è in grado di raggiungere la sommità dei lampioni.

Per questa fase si è considerato il dataset Ecoinvent *Machine operation, diesel, >= 74.57 kW, low load factor {GLO}* mentre il dataset per il gasolio consumato durante la fase di installazione è stato modificato per tenere conto del reale mix di import del greggio in Italia, considerando le informazioni contenute nei documenti emanati dal Ministero dello Sviluppo Economico (MISE, 2016).

Per la fase d'uso si è fatto riferimento ai dati ricavati dal monitoraggio dell'impianto, grazie al quale è stato possibile verificare gli effettivi consumi dei lampioni e ottenere l'energia risparmiata. Questo monitoraggio, iniziato a ottobre 2018, ha interessato una piccola parte dei 1000 punti luce di progetto. Al momento della redazione del presente lavoro la campagna di monitoraggio ha permesso di coprire un periodo di sette mesi. Il risultato ottenuto mostra un risparmio energetico medio di circa il 54%. Il monitoraggio è ancora attivo e si intende coprire un arco temporale di un anno intero.

Il consumo annuale dei 1000 lampioni, considerando il sistema statistico, è di circa 225.200 kWh, invece il consumo annuale stimato del sistema adattivo, ottenuto in base ai consumi monitorati, è 102.600 kWh. In un anno di funzionamento il sistema adattivo consente di risparmiare circa 122.600 kWh, mentre l'energia complessiva risparmiata durante i dieci anni di vita dell'impianto sarebbe di 1.226.000 kWh.

Per valutare gli impatti evitati legati all'energia risparmiata si è fatto riferimento al mix elettrico e ai ratei emissivi utilizzati in Gargiulo e Girardi, 2017 e in Temporelli et al., 2017. Alla produzione elettrica è stato aggiunto un 6% di perdite di rete (Terna, 2015). Il mix nazionale ottenuto, relativo alla produzione elettrica italiana (Tabella 2), è basato su dati statistici di Terna (Terna, 2015) ed Eurostat (Eurostat, 2015).

Al termine dei dieci anni di vita del sistema pilota è necessario smontare i dispositivi e i sensori installati sui lampioni. Come per la fase di installazione, si considerano venti minuti di manodopera per ogni lampione, utilizzando lo stesso veicolo diesel dotato di braccio telescopico.

La fase finale coincide con lo smaltimento dei dispositivi e dei sensori. Per questa fase si è considerato il dataset *Used industrial electronic device {GLO} treatment of, mechanical treatment* modificato con i dati primari posseduti.

Tabella 2: Energia elettrica immessa in rete in Italia nel 2014 per fonte energetica (contributi percentuali)

Fonti energetiche	Contributo percentuale (anno 2014)
Combustibili solidi	13,2%
Gas Naturale	28,3%
Gas Derivati	0,9%
Petroliferi	1,4%
Altri Combustibili solidi/liquidi	6,7%
Altri Combustibili gassosi	2,5%
Idroel	18,5%
Eolica	4,8%
Fotovoltaica	7,0%
Geotermica	1,8%
Altre fonti	0,2%
Import (netto)	14,1%
Pompaggi	0,6%
Energia elettrica immessa in rete	100,0%

4. Life Cycle Impact Assessment

Nella seguente Figura 1 è illustrato il diagramma Sankey del sistema pilota adattivo Life Diademe per la categoria di impatto Climate Change (kg CO₂ eq).

Il grafico mostra le emissioni di CO₂ evitate e prodotte durante i dieci anni di vita del sistema adattivo installato sui 1000 punti luce. Il bilancio complessivo mostra che il sistema adattivo, rispetto al sistema statistico, consente di evitare l'emissione di circa 491 t di CO₂ eq in dieci anni. Infatti, la somma della CO₂ eq emessa per la produzione e l'installazione dei sensori (73 t CO₂ eq) e di quella per lo smontaggio e lo smaltimento (9 t CO₂ eq) risulta inferiore rispetto alla CO₂ evitata grazie all'energia risparmiata durante la fase d'uso (573 t CO₂ eq).

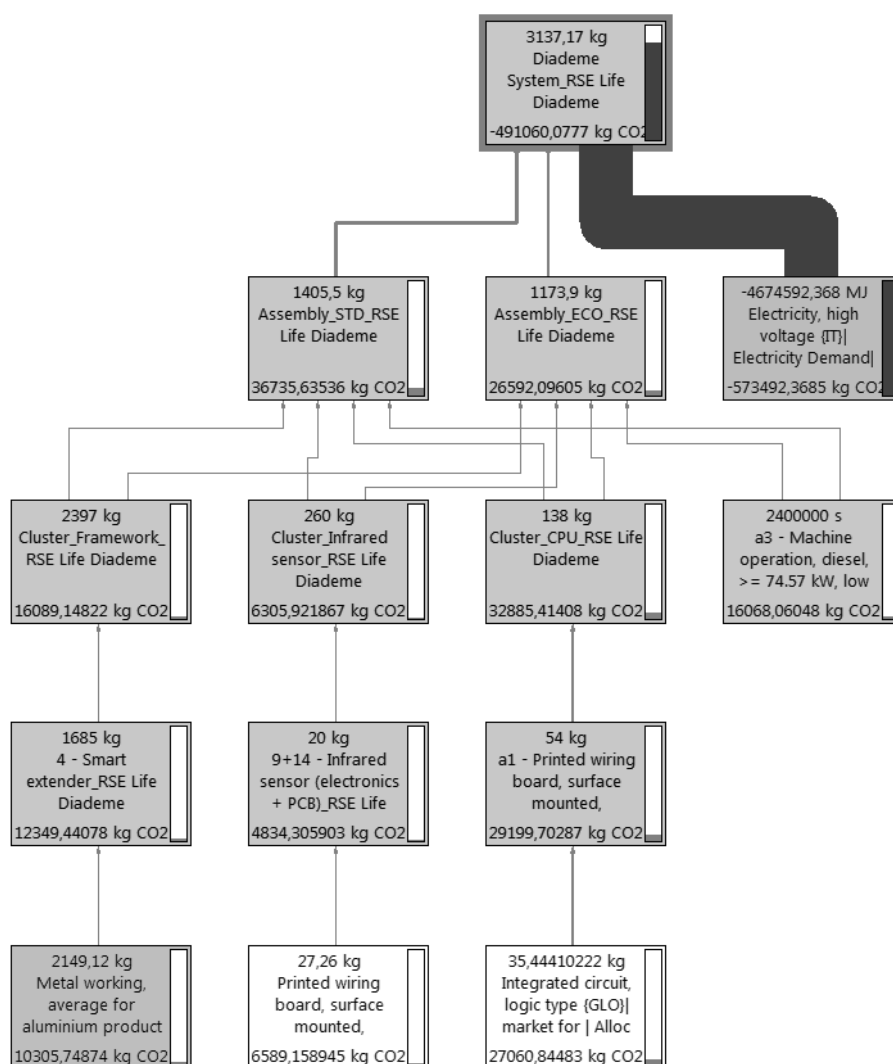


Figura 1: Diagramma Sankey del sistema adattivo Life Diademe per la categoria di impatto Climate Change (kg CO₂ eq)

In Figura 2 sono riportati i contributi delle principali fasi di vita del sistema adattivo Life Diademe per le categorie di impatto considerate nell'analisi.

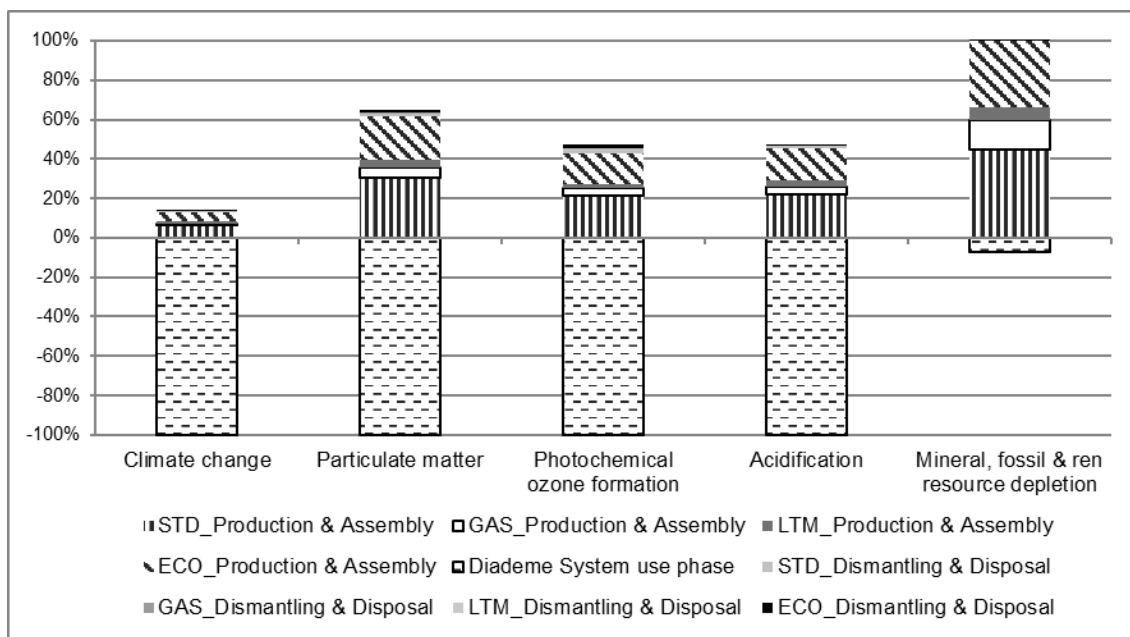


Figura 2: Contributi delle principali fasi di vita del sistema adattivo Life Diademe per le categorie di impatto considerate nell'analisi

5. Interpretazione dei risultati

Il sistema adattivo Life Diademe installato sui 1000 lampioni del quartiere EUR, durante i suoi dieci anni di vita, consente di evitare l'emissione di circa 491 t CO₂ eq. Questo risultato è dovuto alla fase d'uso, la quale contribuisce a risparmiare molta più energia rispetto al sistema statistico. Come si evince da Figura 2, il sistema adattivo Life Diademe, rispetto al sistema statistico, ha migliori prestazioni per tutte le categorie di impatto considerate ad eccezione di Mineral, fossil & resource depletion. Questo risultato è dovuto alla presenza di oro e argento all'interno dei circuiti stampati dei sensori, metalli preziosi che generano un alto impatto durante le fasi di estrazione e lavorazione. Anche l'estrazione e la lavorazione dell'alluminio produce alti impatti ambientali, a causa della bauxite necessaria per la produzione del metallo vergine.

6. Analisi di sensibilità

Poiché l'analisi ha riguardato un caso pilota, si è ritenuto opportuno validare i risultati attraverso ulteriori tre scenari: il primo considera ancora i 1000 punti luce del caso pilota, gli altri due riguardano l'intero sistema di illuminazione a LED della città di Roma (190000 lampioni).

Nel primo scenario si è considerato un risparmio energetico del sistema adattivo rispetto a quello statistico pari al 40%, un valore più cautelativo rispetto al 54% monitorato. Quest'ultimo valore infatti deriva dal monitoraggio di una piccola percentuale dei 1000 pali di progetto e considera un arco temporale di qualche mese e non di un anno intero. Il 40% di risparmio energetico è stato considerato anche per i due scenari che interessano l'intera città di Roma.

Il secondo scenario prevede l'installazione di dispositivi e sensori sul 50% dei lampioni LED della municipalità di Roma, ossia 95000 lampioni. A partire dai dati raccolti durante il monitoraggio del sistema pilota, si è osservato che le condizioni del traffico e quelle meteorologiche rilevate in punti luce adiacenti sono molto simili, di conseguenza

l'installazione di sensori su tutti i punti luce non è necessaria. In questo scenario è anche ipotizzato che non siano presenti sensori e dispositivi STD e GAS, ma solo ECO e LTM, poiché questi ultimi sono in grado di fornire le medesime funzioni delle prime due configurazioni (così come suggerito dai dati raccolti durante il monitoraggio del caso pilota).

Nel terzo scenario si è assunto di installare i dispositivi sempre con una densità del 50% (95.000 lampioni) ma, a differenza del secondo scenario, i sensori e i dispositivi sono alloggiati all'interno di nuovi pali. Questo scenario prevede infatti di passare da una configurazione sperimentale ad una industriale in cui i lampioni siano prodotti già dotati di sensori e dispositivi per il sistema adattivo. Questa configurazione consente di evitare la presenza di staffe e supporti per l'alloggio dei sensori all'esterno dei lampioni, diminuendo gli impatti relativi alle fasi di produzione, installazione, smontaggio e smaltimento finale. Anche per questo caso sono utilizzati solo sensori ECO e LTM.

In Tabella 3 si riassumono i risultati ottenuti per i tre scenari analizzati.

Tabella 3: Impatti generati o evitati per i tre scenari alternativi del sistema adattivo Life Diademe, considerando un risparmio energetico del 40%

Categoria di impatto	U.M.	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
Climate change	kg CO ₂ eq	-339294	-32996638	-36902202
Particulate matter	kg PM2.5 eq	-12	-2068	-5242
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	-190	-21536	-35298
Acidification	molc H ⁺ eq	-396	-45283	-70968
Mineral, fossil & ren resource depletion	kg Sb eq	59	4641	2136

Come si può notare, i tre scenari consentono di evitare impatti per tutte le categorie di impatto considerate ad eccezione di Mineral, fossil & ren resource depletion. Dai risultati ottenuti si evince che l'installazione dei sensori e dei dispositivi all'interno dei lampioni consente di diminuire sensibilmente gli impatti per tutte le categorie considerate (Scenario 3).

7. Conclusioni

Un sistema di illuminazione stradale adattivo, in grado di modulare la potenza dei LED in base ai livelli di traffico, può rappresentare un valido contributo per la diminuzione delle emissioni di gas serra rispetto a un sistema di illuminazione statistico.

Lo studio LCA realizzato per il sistema pilota del quartiere EUR di Roma ha permesso di valutare gli impatti e i benefici dei sensori e dei dispositivi installati su 1000 lampioni. Il risultato è una diminuzione delle emissioni di CO₂ (evitata l'emissione di circa 491 t CO₂ eq in dieci anni di vita dell'impianto) e buone prestazioni anche per quanto riguarda altre categorie di impatto (Particulate matter, Photochemical ozone formation, Acidification).

L'unica categoria di impatto che presenta maggiori impatti è Mineral, fossil & ren resource depletion, e questo risultato è legato all'utilizzo di metalli preziosi per la produzione dei circuiti stampati dei sensori e la presenza di alluminio vergine per realizzare i supporti esterni ai pali. Per diminuire questi impatti una soluzione potrebbe essere quella di alloggiare i

sensori all'interno dei lampioni, evitando l'utilizzo sia dei supporti in alluminio esterni ai pali, sia di altre componenti necessarie nella configurazione pilota.

8. Bibliografia

EU Commission-JRC, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance, Luxemburg: Publications Office of the European Union - EUR 24708 EN.

EU Commission-JRC, 2011. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context, Luxemburg: Publications Office of the European Union - EUR 24571 EN.

Eurostat, 2015. Dati statistici sull'energia elettrica in Italia, viewed Mar 2015, <https://ec.europa.eu/eurostat>.

Gargiulo, A, Girardi, P, 2017. LCA della produzione elettrica in Italia: primi risultati, RSE Ricerca di Sistema, 17002643.

ISO, 2007. UNI EN ISO 11248:2007: Illuminazione stradale-Selezione delle categorie illuminotecniche.

ISO, 2006. ISO 14040:2006: Environmental management-Life Cycle Assessment-Principles and framework.

ISO, 2006. ISO 14044:2006: Environmental management-Life Cycle Assessment-Requirements and Guidelines.

MISE, 2016. La situazione energetica nazionale nel 2015.

MISE, 2016. Produzione nazionale di idrocarburi - Anno 2015.

Temporelli, A, Gargiulo, A, Girardi, P, 2017. LCA di componenti della rete elettrica: linee guida nel contesto italiano, RSE Ricerca di Sistema, 17001866.

TERNA, 2015. Dati Statistici sull'energia elettrica in Italia, viewed Mar 2015, : <https://www.terna.it/it-it/sistemaelettrico/statisticheeprevisori/dati-statistici.aspx>.

Turconi, R, Boldrin, A, & Astrup, T, 2013. Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: Overview, comparability and limitations. *Renewable and sustainable energy reviews*, 28, 555-565.

Application of the Life Cycle Thinking in Eni for the achievement of EU Sustainable Development Goals: Green Refinery enhancements

Antonio Caretta¹, Letizia Bua¹, Gambaro Chiara¹

¹ Eni SpA

Renewable Energy and Environmental R&D

Process Technologies

Via G. Fauser 4 - 28100 Novara (NO) – Italy

e-mail: antonio.caretta@eni.com

Abstract

Eni's Green Refinery is an application of the Life Cycle Thinking (LTC). Green Refinery foresees palm oil as Ecofining™ process input, a vegetable oil also used in food industry. This case study is an enhancement of Green Refinery. It describes an Eni process, at R&D level, to produce biofuel from lignocellulosic biomass deriving from crops not in conflict with the food sector. The process allows to obtain sugars from these lignocellulosic biomasses (saccharification section) and, once recovered, these sugars are used by oleaginous microorganisms (yeasts) in fermentations (fermentation section) for their growth. The lipids contained in yeast cells are recovered to produce a microbial oil (with chemical-physical characteristics similar to palm oil) that could be processed in an Ecofining™ plant. The GWP (Global Warming Potential – 100 years) of 2nd generation Green Diesel has been compared with RED and RED II limits.

1. Introduction

The scope of this study is the application of Life Cycle Thinking (LCT) to Eni business. In particular, LCT is useful to prove the reception by Eni of European Directives (RED and most recent RED II) in biofuels business.

The case study taken in account in this paper is the Eni process for production of biofuels from lignocellulosic biomass deriving from crops not in competition with the food sector (Biomass to Fuel). In particular, the process allows to obtaining sugars from these lignocellulosic biomasses (saccharification section) and, once recovered, these sugars are fermented by oleaginous microorganisms (fermentation section) to produce lipids. The lipids are recovered from yeast cells to produce a microbial oil (with chemical-physical characteristics similar to palm oil) that could be processed in an Ecofining™ plant to produce Green Diesel (GD).

The methodology is the Life Cycle Assessment and the results of the calculation return the GHG emissions linked to the production of 1 MJ of “second generation” GD.

Life Cycle Assessment (LCA) is a widely applied methodology that helps Companies to estimate the environmental impacts/effects on natural resource use, natural environment and/or human health for a process. In particular, LCA returns an assessment of the GreenHouse Gas (GHG) emissions.

LCA is an ISO standardized methodology that gives a comprehensive overview of the system (life cycle). The assessment includes all material and energy flows inside the defined system boundary starting from raw material extraction to disposal at the end of life (*from cradle to grave*). Assessment could be also restricting to a part of product's life (*gate to gate*).

System boundary must be defined and taken in account when defining the LCA model. Governed by ISO 14040 - ISO 14044, the methodology has been widely applied in various sectors.

Being an energy company Eni focuses, in particular, on the substitution of fossil fuels with renewable biofuels, for example produced from biomass. This path must be framed in the

Renewable Energy Directive (RED, 2009/28/EU, and RED II, 2018/2001/EU) and its sustainability criteria for biofuels.

A comparison between sustainability criteria imposed by RED and RED II is described in the case study reported in this paper. The tool used for this assessment is GaBi software v.8 (Thinkstep) and its databases (*GaBi Thinkstep ts* and *Ecoinvent*). The environmental impact is expressed in terms of *Global Warming Potential* (GWP calculated on a period of 100 years, Method CML2001-Jan.2016).

2. Life Cycle Assessment of transport fuels: *Well to Wheel* approach

Well-to-wheel (WTW) approach is an application of the LCA methodology to transport fuels and returns their environmental impact assessment in terms of “climate change” GWP.

The WTW approach differs from a Life Cycle Analysis (LCA), as it does not consider energy and emissions involved in building facilities and the vehicles, or end of life (EoL) aspects.

Therefore, the WTW analysis focuses on:

- fuel production (Well-to-Tank, WTT)
- vehicle use (Tank-to-Wheel, TTW)

Both these two phases are the major contributors to lifetime energy use and GHG emissions. *Fig. 1* shows a short description of WTW path.

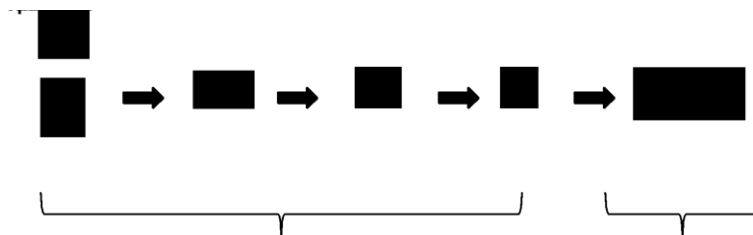


Figure 1: *Well to Wheel*

Following the RED methodology, the assessment of greenhouse gas (GHG) emissions from the production and use of transport fuels, biofuels and bioliquids shall be calculated as:

$$E = e_{ec} + e_l + e_p + e_{td} + e_u - e_{sca} - e_{ccs} - e_{ccr} - e_{ee},$$

where

E =total emissions from the use of the fuel;

e_{ec} =emissions from the extraction or cultivation of raw materials;

e_l =annualised emissions from carbon stock changes caused by land-use change;

e_p =emissions from processing;

e_{td} =emissions from transport and distribution;

e_u =emissions from the fuel in use;

e_{sca} =emission saving from soil carbon accumulation via improved agricultural management;

e_{ccs} =emission saving from carbon capture and geological storage;

e_{ccr} =emission saving from carbon capture and replacement; and
 e_{ee} =emission saving from excess electricity from cogeneration.

Emissions from the manufacture of machinery and equipment shall not be taken into account.

GHG emissions from fuels, E, shall be expressed in terms of grams of CO₂ equivalent per MJ of fuel, gCO₂eq/MJ. The fossil fuel comparator shall be the latest available actual average emissions from the fossil part of petrol and diesel consumed in the EU Community as reported under Directive 98/70/EU. If no such data are available, the value used shall be 83,8 gCO₂eq/MJ in RED framework and 94 gCO₂eq/MJ in latest RED II framework. *Fig. 2* shows the sustainability criteria for biofuels along the time and compares RED and RED II datasets.

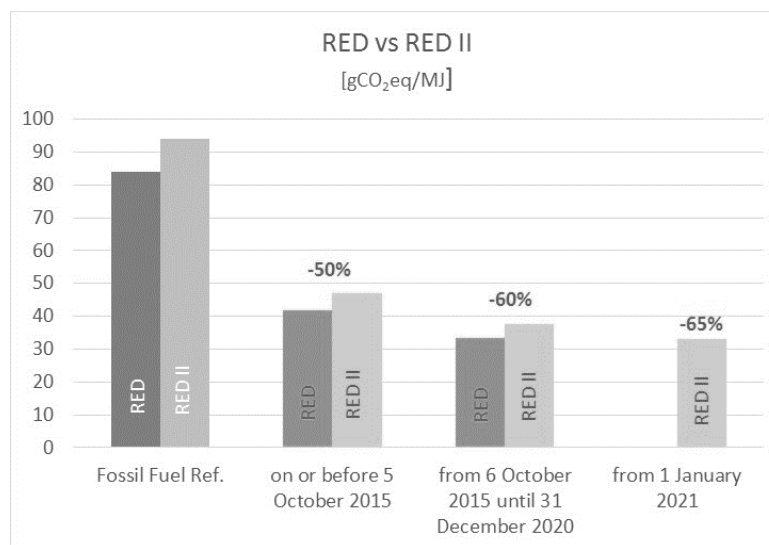


Figure 2: Sustainability criteria for biofuels: RED vs. RED II

3. Case study: LCA of microbial oil process

Eni's Biomass to Fuel process produces advanced biofuels from sugars obtained from lignocellulosic biomass, such as agricultural and forestry waste. The use of inventory data from the "Ecofining" process conducted with palm oil is taken to describe the same process conducted with microbial oil. The composition of the two oils produced in both path is similar.

The whole process starts from lignocellulosic biomass: a preliminary saccharification step breaks cellulose and hemicellulose polysaccharides building the biomass to make their sugar fraction available.

Then the sugar mixture is fermented by selected oleaginous yeasts producing microbial oil (triglycerides), stored inside the cells as energy source.

The lipid fraction is then recovered by solvent extraction after a cells disruption treatment to make the oil droplets accessible.

The microbial oils composition is similar to that of vegetable oils, in particular palm oil, since they are mostly made up of saturated C16 and monounsaturated C18 fatty acids chains.

A flow diagram of the whole process could be found in Fig. 3.

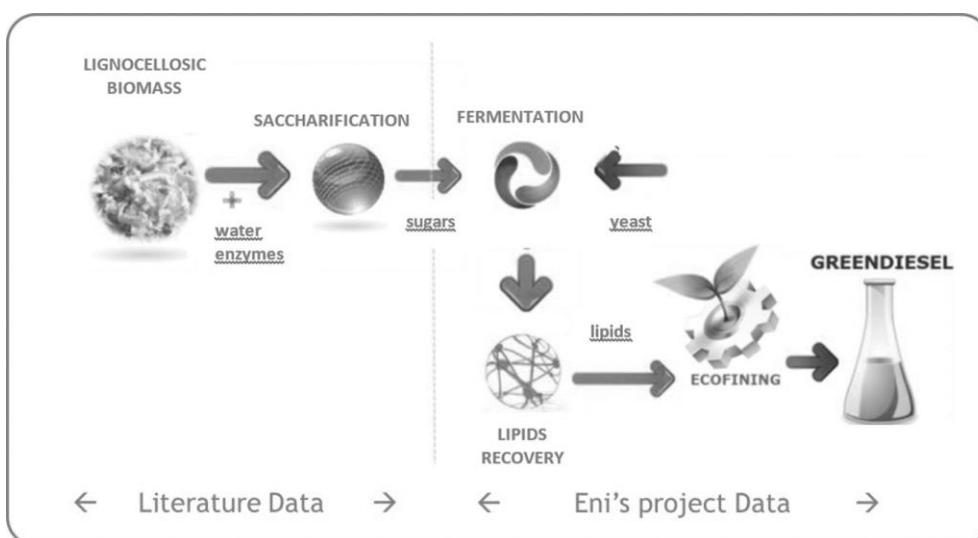


Figure 3: Process flow diagram

The obtained microbial oil (lipids) could then be transformed, as the palm oil, into a diesel fuel by the Eni Ecofining™ proprietary process, producing GD. The obtained biofuel would be completely compatible with engines currently in use and it would be obtained starting from a waste renewable feedstock and avoiding any competition with food and feed chain.

The following figure (Fig. 4) shows a simplified process flow diagram of Ecofining™.

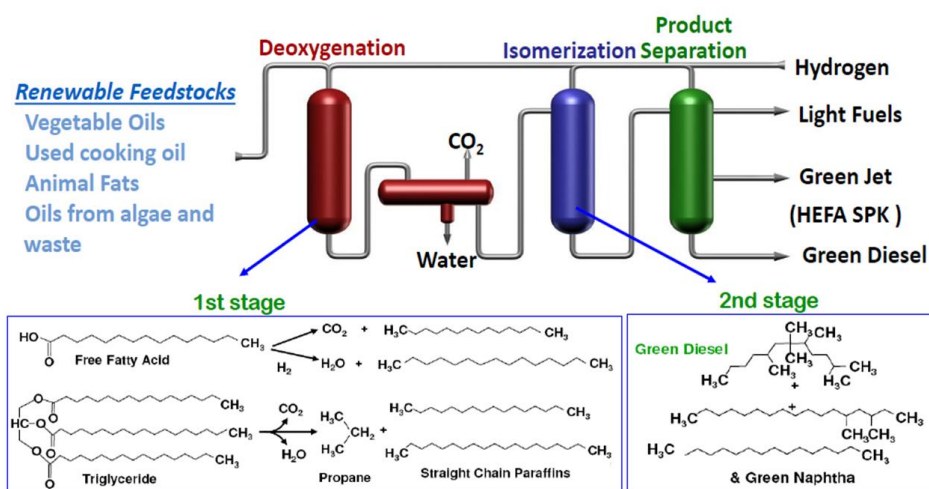


Figure 4: Ecofining™ process

A detailed description of Ecofining™ process can be found in *Kalnes et al. 2007*. Fig. 4 reports some key information about the Ecofining™ process path.

Nowadays, Eni's Ecofining process foresees the use of palm oil as input as renewable feedstock. A critical point with the use of palm oil is the competition with food, moreover REDII limits the use of first generation biofuels in the future. Using microbial oil this competition is avoided and the limit crossed, producing a 2nd generation GD.

The production yield, calculated as [(diesel output) / (dry biomass inlet)], is about 10-15% for this kind of processes. For example, NREL (*Davis et al. 2013*) founds a yield of 14%.

In order to check the sustainability of this advanced GD, an environmental impact assessment has been developed applying LCA methodology. The assessment focuses on climate change (GWP).

The LCA methodology follows the ISO standards (ISO 14040 – ISO 14044) and it is structured as shown in Fig. 5.

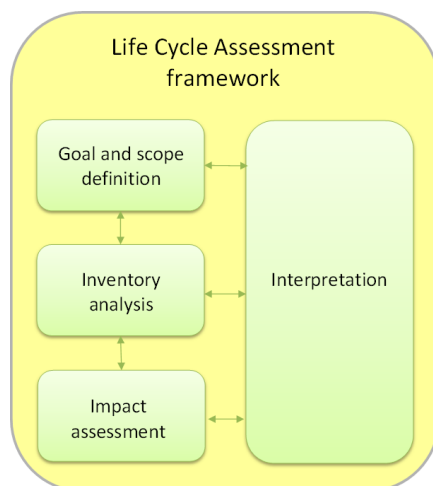


Figure 5: LCA phases

In details:

- **Goal and scope definition:** choice of the system boundary and the functional unit (for example 1 MJ of GD);

- **Inventory analysis:** collection of all data to meet the objectives of the LCA study by inventorying (LCI) the input and output data of the studied system, data (mass&energy balance);

- **Impact assessment:** convert the LCI into the related environmental impacts/effects on natural resource use, natural environment and/or human health; the tool for LCA simulation is GaBi Thinkstep v.8 and the database used is Ecoinvent v.3.3.

After defining the LCI inventory, a LCA methodology relevant to biofuels has been followed, the Well-to-Wheel (WTW) assessment as described in Fig. 1.

The first contribution to WTW is called Well-to-Tank (WTT) and it is related to the fuel production process (in this case the GD) from the production of its raw materials.

The second contribution is called Tank-to-Wheel (TTW) and it relates to the use and combustion of the fuel product in engines (for example for motor vehicles).

The assessment follows this calculation steps:

- 1) assessment of the GWP related to the production of the microbial oil to be fed to the EcofiningTM process in place of the current feedstock of palm oil; input data of saccharification section are from literature, while input data of fermentation section are from project data by Eni research center in Novara;

- 2) the result of point 1 has been included in the calculation of the GWP related to the production of GD from EcofiningTM (data used for this assesement, as an example of application, are from the material balance of the Eni's Venice bio-refinery process);

- 3) combining these two contributions with the GWP of transport phase (from production to distribution) the WTT assessment can be evaluated;

- 4) according to the EU directives approach, the TTW impact can be assumend as zero, as carbon neutral;

- 5) starting from these elements it is possible to estimate the WTW impact to be compared with the limits imposed by EU regulations in accordance to sustainability criteria explained in Fig. 2.

The GWP associated with the production of 1 MJ of GD produced by Ecofining™ process fed by microbial oil is 27.12 gCO₂eq / MJ.

In order to calculate the WTT result, the capillary transport of the finished GD from the refinery to the sales points should be added. This contribution is about 1-2 gCO₂eq/MJ (JRC, 2014).

According to RED, biofuels can be considered carbon neutral, so that TTW contribution (engine combustion) can be considered zero.

The WTW result is not a simple algebraic sum between contributions, but an energy-based combination that takes into account the allocation factor calculated on the basis of the calorific powers of all the products of the Ecofining™ process and its material balance.

The WTW assessment is 29.12 gCO₂eq/MJ and it must be below the impact limit imposed by EU Directives RED and RED II, as shown in the Table 1.

Table 1: WTW assessment result

Biofuels for transport sector	EU Directive	RED I	RED II
	GHG saving, min %	Emissions, max, [gCO ₂ eq/MJ]	Emissions, max, [gCO ₂ eq/MJ]
Fossil Fuel Ref.		83.8	94
on or before 5 October 2015	50	41.9	47.0
from 6 October 2015 until 31 December 2020	60	33.5	37.6
from 1 January 2021	65	-	32.9
Micro GD WTW	[gCO₂eq/MJ]	29.12	

4. Conclusions

Life Cycle Thinking is an important approach to check the sustainability of new process as well as the improvement of existings.

In this study, microbial oil, from Eni's Biomass to Fuel process, has been considered as feedstock to Ecofining™ process and the entire life cycle has been assessed according to EU Directives and their sustainability criteria for biofuels.

The WTW results below the limits imposed by European standards, RED and subsequent RED II.

This process, at the research level yet, would be an enhancement in Eni's Green Refinery business since the oil feedstock is not in competition with food. Using microbial oil this competition is avoided, producing a 2nd generation green diesel.

5. References

Scientific journal:

Holmgren, J., Gosling C., Marinangelli, R., Marker, P., Faraci, G., Perego, C., 2007, "New developments in renewable fuels offer more choices," Hydrocarbon Processing.

Kalnes, T, Marker , T, Shannoard, TR, 2007. Green Diesel: A Second Generation Biofuel. International Journal of Chemical Engineering. The Berkeley Electronic Press.

Conference proceedings:

Caretta, A., Bua, L., Carnelli, L., Eni SpA, 2018. Life Cycle Assessment methods and tools in Eni: Green Refinery case study. The 12th Italian LCA Network Conference, Messina, June 11-12.

Davis, R., Tao, L., Tan, E.C.D., Biddy, M.J., Beckham, G.T., Scarlat, C. (National Renewable Energy Laboratory, NREL), Jacobson, J. , Cafferty, k., (Idaho National Laboratory), Ross, J., Lukas, J. , Knorr, D.(Schoen Harris Group Inc.), "Process Design and Economics for the Conversion of Lignocellulosic Biomass to Hydrocarbons: Dilute-Acid and Enzymatic Deconstruction of Biomass to Sugars and Biological Conversion of Sugars to Hydrocarbons", Technical Report NREL/TP-5100-60223, October 2013

Delbianco, A, Spadavecchia, F, Eni SpA, 2017. Towards Sustainable Production of Biofuels: the Eni's Way. Resource Efficiency e Sustainable Development Goals: the role of Life Cycle Thinking Siena, June 22-23.

Holmgren, J., Gosling, C., Marker,T., Kokayeff; P., Faraci, G., Perego, C., "Green Diesel Production from Vegetable Oil," Extended Abstract 2007 Spring AIChE conference, April 22-26, Houston, Texas.

Kalnes, T, Marker, T (UOP LLC, a Honeywell Company), Shonnard D, Koers K (Michigan Technological University), 2008. Life Cycle Assessments For Green Diesel Production. The World Congress on Industrial Biotechnology & Bioprocessing, Chicago, Illinois, April 27-30.

Standard or rules:

DIRECTIVE (EU) 2009/28 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/EU and 2003/30/EU

DIRECTIVE (EU) 2018/2001 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 11 December 2018 on the promotion of the use of energy from renewable sources

ISO 14040: Environmental Management_Life Cycle Assessment_ Principals and Framework; International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland, 2006a

ISO 14044: Environmental Management_Life Cycle Assessment_ Requirements and Guidelines; International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland, 2006b

JRC Technical Report, Report EUR 26237 EN, "WELL-TO-TANK Appendix 4 - Version 4a- Description, results and input data per pathway. WELL-TO-WHEELS ANALYSIS OF FUTURE AUTOMOTIVE FUELS AND POWERTRAINS IN THE EUROPEAN CONTEXT", Robert EDWARDS (JRC), Jean-François LARIVÉ (CONCAWE), David RICKEARD (CONCAWE), Werner WEINDORF (LBST)

Web-site:

Biofuels Europe, <https://www.fuelseurope.eu/policy-priorities/products/biofuels-and-indirect-land-use-change-iluc/>

Eni – www.eni.com

GaBi Database v.8, ThinkStep: <http://www.gabi-software.com/italy/databases/>

Metodo CML, <http://cml.leiden.edu/software/data-cmlia.htm>.

Life Cycle Assessment del processo di produzione di PHA da coltura pura di *Pseudomonas putida*

Salvatore Dimartino¹, Luciano Vogli^{1,2}, Stefano Macrelli^{1,2}, Lorenzo Bertin^{2,3},
Gonzalo Agustin Martinez^{2,3}, Serena Righi^{1,2}

¹Università di Bologna, Centro Interdipartimentale di Ricerca per le Scienze Ambientali (CIRSA), Ravenna

²Università di Bologna, Centro Interdipartimentale di Ricerca Industriale Fonti Rinnovabili, Ambiente, Mare ed Energia (CIRI FRAME), Bologna

³Università di Bologna, Dipartimento di Ingegneria civile, chimica, ambientale e dei materiali (DICAM), Bologna

Email: luciano.vogli@unibo.it

Abstract

I poliidrossialcanoati (PHA) sono polimeri biodegradabili prodotti dai batteri e che costituiscono una possibile alternativa "green" alle plastiche di origine fossile. Obiettivo dello studio è l'applicazione della metodologia Life Cycle Assessment (LCA) ad un processo innovativo di produzione di PHA utilizzando scarti vitivinicoli come fonte di carbonio. Il sistema analizzato comprende la produzione di acidi grassi volatili (VFA), la coltivazione della biomassa microbica, l'estrazione del polimero ed il fine vita del prodotto finito. Sono stati confrontati quattro differenti metodi di estrazione. L'elevata domanda energetica del processo è la causa principale degli impatti ambientali. Come conseguenza, anche le emissioni di GHG sono elevate. Tuttavia, il processo è di grande interesse e promettente considerando sia la biodegradabilità del polimero sia gli ampi margini di miglioramento possibili nel processo produttivo stesso.

1. Introduzione

Le plastiche hanno conosciuto un'ampia diffusione commerciale dovuta principalmente alle loro ottime caratteristiche fisico-meccaniche (leggerezza, flessibilità, elasticità, facilità di lavorazione e basso costo di produzione) che le hanno rese adatte per svariate applicazioni. Tuttavia, l'utilizzo di prodotti in plastica comporta problemi di inquinamento lungo tutto il loro ciclo di vita; di conseguenza, è sorta la necessità di ricercare materiali che possano sostituire le plastiche tradizionali. I polimeri bio-based, prodotti con risorse rinnovabili (Biopolypropylene, 2011), sono visti da molti come una soluzione promettente per la riduzione degli impatti ambientali connessi alle plastiche tradizionali. Tra le varie plastiche bio-based, molto interessanti sono i poliidrossialcanoati (PHA), che sono poliesteri lineari prodotti dai batteri attraverso la conversione aerobica di varie fonti di carbonio. I PHA sono stoccati all'interno del citoplasma delle cellule sotto forma di granuli, le cui dimensioni e numero per cellula variano in base alla specie batterica (Asrar e Gruys, 2001); sono inoltre biocompatibili e biodegradabili e danno origine a rifiuti organici a basso impatto ambientale (Jendrossek, 1998). I PHA sono buoni sostituti delle plastiche convenzionali per via delle loro proprietà termoplastiche (Choi e Lee, 1997) anche se il loro prezzo elevato rispetto alle plastiche convenzionali ne ha limitato l'uso (Lee, 1995). Gli alti costi di produzione sono principalmente associati all'approvvigionamento delle fonti di carbonio in ingresso, al processo di accrescimento della coltura batterica ed all'estrazione del polimero dalla coltura batterica (Chen, 2009).

Questo lavoro si inserisce nell'ambito del progetto VALSOVIT, finanziato dal bando POR FESR 2014-2020 della Regione Emilia-Romagna e che ha tra i suoi obiettivi la valutazione della sostenibilità ambientale di un processo innovativo di produzione di PHA testato a scala di laboratorio presso il Dipartimento di Ingegneria civile, chimica, ambientale e dei materiali (DICAM) dell'Università di Bologna.

2. Materiali e Metodi

2.1. *Processo di produzione dei PHA*

Il processo utilizza come fonte di carbonio le vinacce, che rappresentano i principali rifiuti solidi provenienti dal processo di vinificazione. In un'ottica di bioeconomia circolare, ciò permette sia di ridurre i costi di approvvigionamento, sia di valorizzare un rifiuto (EU Commission, 2018). Tali scarti sono utilizzati per la produzione ed il recupero di acidi grassi volatili (Volatile Fatty Acids, VFA) tramite fermentazione anaerobica acidogenica (Anaerobic Acidogenic Digestion, AAD). I VFA rappresentano i precursori per la produzione di sostanze chimiche ad alto valore aggiunto (alcoli e aldeidi). Pertanto, la digestione anaerobica acidogenica per la produzione di VFA può essere considerata un approccio alternativo a basso costo prezioso per la valorizzazione dei rifiuti organici. I VFA prodotti sono la fonte principale di carbonio utilizzata per l'accrescimento della coltura batterica scelta e per l'arricchimento in PHA al suo interno. Nell'ambito dello studio sono confrontate le prestazioni ambientali di processi di estrazione del polimero con 4 differenti solventi: l'1,2-dicloroetano (DCE), il sodio dodecilsolfato (SDS), il dimetilcarbonato (DMC), ed il laurato d'ammonio (NH_4 -laurato), un surfattante anionico solubile (SAS) con cui si riescono ad ottenere rese del 98% (Samorì et al., 2015). Gli ultimi due solventi sono applicati in metodi innovativi sviluppati dal Centro Interdipartimentale di Ricerca Industriale Fonti Rinnovabili, Ambiente, Mare ed Energia (CIRI FRAME) dell'Università di Bologna. Il processo di produzione dei PHA è stato testato a scala di laboratorio, mentre per l'analisi LCA è stata realizzata un'ipotesi di scaling-up del processo a livello industriale tramite l'utilizzo di calcoli ingegneristici. L'intero processo è stato modellato per una portata oraria di 6700 kg di vinaccia fresca in ingresso.

Le fasi del processo testate in laboratorio sono: 1) fermentazione anaerobica acidogenica per la produzione di VFA con metanogenesi inibita; 2) fermentazione aerobica, durante la quale la biomassa microbica viene alimentata in un primo momento con glucosio, limitatamente alla fase di propagazione cellulare, ed in seguito con i VFA prodotti dalla fermentazione anaerobica per l'accumulo dei PHA.

Fermentazione anaerobica. I VFA sono prodotti da vinacce fresche che hanno una percentuale di umidità intorno al 60%. Le vinacce (46% w/w) miscelate ad acqua (54% w/w) e senza alcun pretrattamento, sono sottoposte ad un processo fermentativo anaerobico mantenuto ad una temperatura d'esercizio di 37 °C per un tempo di residenza di 7 giorni. Il processo anaerobico è limitato alla fase acidogenica, la fase metanogenica è difatti inibita, per ottenere i seguenti acidi grassi: acetico (26% w/w), butirrico (23% w/w), esanoico (46% w/w), propionico (2% w/w), valerico (3% w/w). Il liquido ricco in VFA uscente dal processo fermentativo viene pretrattato tramite un filtro che separa i solidi (potenzialmente riutilizzabili in fase di fermentazione anaerobica) dalla fase liquida. Il liquido filtrato contenente i VFA passa attraverso un'autoclave ad una temperatura di 121 °C per 20 minuti, così da eliminare ogni possibile tipo di contaminazione batterica che potrebbe compromettere la purezza della coltura microbica.

Fermentazione aerobica. Successivamente alla fase di produzione dei VFA, questi vengono convertiti dalla coltura microbica pura in PHA; questa fase avviene in un fermentatore aerobico con processo fed-batch. La coltura microbica pura all'interno del fermentatore è alimentata prima con una soluzione contenente un terreno minerale (Sun et al., 2006), ed in seguito con i soli VFA. La crescita della coltura avviene ad una temperatura di 37 °C con substrato di glucosio (20 g/L) nella prima fase, portando la concentrazione cellulare da 1 g/L a circa 10 g/L, ed in seguito usando solo i VFA, per arrivare a circa 100 g/L. Al termine della fermentazione il PHA all'interno delle cellule è circa il 77% in peso.

Estrazione dei PHA. Quattro differenti solventi e relativi protocolli di estrazione sono stati considerati per l'estrazione del polimero dalle cellule: 1,2-dicloroetano (DCE); dimetilcarbonato (DMC); sodio dodecilsolfato (SDS); laurato d'ammonio (NH₄-laurato). I primi due protocolli si basano sulla solubilizzazione dei PHA nel solvente, mentre i restanti due sfruttano la capacità di dissoluzione selettiva della massa cellulare non-PHA (Koller et al., 2013).

Estrazione con DCE. Il processo, brevettato US 4324907 (Senior et al., 1982), prevede l'estrazione di PHA dalla biomassa con resa dell'89%. Una sospensione acquosa di cellule viene trattata con DCE a 83 °C per solubilizzare i PHA. Infine, i PHA vengono precipitati aggiungendo una miscela metanolo/acqua e, dopo filtrazione, il residuo viene indirizzato ad un processo di essiccazione per recuperare parte del dicloroetano e riutilizzarlo (Righi et al., 2017).

Estrazione con DMC. La biomassa microbica uscente dal fermentatore è miscelata con DMC ed agitata per 4 ore alla temperatura di 90 °C. In queste condizioni il PHA all'interno della biomassa tende a solubilizzare nel DMC. In seguito, il composto è centrifugato per prelevare la soluzione composta da DMC e PHA e separare così la biomassa residua. Il polimero estratto è recuperato tramite evaporazione del DMC (Samorì et al., 2015).

Estrazione con SDS. La dissoluzione selettiva della massa cellulare non-PHA è eseguita aggiungendo SDS alla biomassa microbica in rapporto 2:1 in peso. La miscela in seguito è agitata per 3 ore a 90 °C. Il PHA viene recuperato dal fondo dopo un passaggio in centrifuga per 10 minuti, quindi lavato due volte con acqua ed una con etanolo, infine viene essiccato a 60 °C sottovuoto per 12 ore (Samorì et al., 2015).

Estrazione con NH₄-laurato. Il protocollo prevede la dissoluzione selettiva della massa cellulare non-PHA in una soluzione a pH 10 contenente laurato d'ammonio in rapporto 2:1 in peso. La miscela viene agitata per 3 ore a 90 °C. Il PHA è recuperato dal fondo dopo un passaggio in centrifuga, poi lavato con idrossido d'ammonio e con una soluzione di acqua ed etanolo. Per il recupero del laurato d'ammonio, alla fase acquosa è aggiunta CO₂, in modo da far diminuire il pH così che l'acido laurico si depositi sul fondo e sia recuperato tramite centrifugazione. All'acido laurico recuperato si aggiunge una nuova soluzione di idrossido d'ammonio, in modo da riottenere laurato d'ammonio per un successivo riutilizzo (Samorì et al., 2015).

2.2. Applicazione dell'analisi Life Cycle Assessment

La valutazione di sostenibilità è effettuata tramite la metodologia Life Cycle Assessment (LCA) standardizzata secondo le norme ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006a e 2006b). Come è possibile osservare in Figura 1, il sistema analizzato comprende: la produzione dei VFA a partire dalle vinacce, la coltivazione della biomassa ed il suo arricchimento in PHA, l'estrazione dei PHA ed il fine vita del polimero; vengono omesse la fabbricazione e l'uso del prodotto, nonché la raccolta ed il trasporto dei rifiuti, perché queste fasi si considerano simili per tutte le plastiche, sia di origine biologica sia di origine fossile.

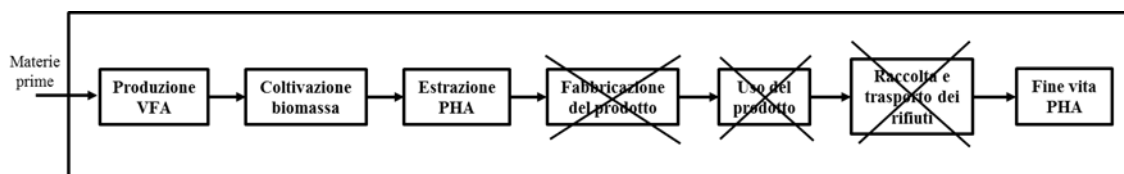


Figura 1: Confini del sistema del processo analizzato.

È applicata l'ipotesi «zero burden boundary» per le vinacce in ingresso al sistema, ossia si considerano senza alcun impatto ambientale associato. Si assume che una quota di polimero sia riciclata o recuperata e un'altra quota sia smaltita in discarica. L'unità funzionale è definita come 1 kg di polimero prodotto.

È stato applicato il metodo di valutazione degli impatti ILCD/PEF recommendations v1.09 scegliendo le 16 categorie d'impatto di tipo midpoint raccomandate: Acidification; Climate change, excluded biogenic carbon; Climate change, included biogenic carbon; Ecotoxicity freshwater; Eutrophication freshwater; Eutrophication marine; Eutrophication terrestrial; Human toxicity, cancer effects; Human toxicity, non-cancer effects; Ionizing radiation; Land use; Ozone depletion; Particulate matter/respiratory inorganics; Photochemical ozone formation; Resource depletion water; Resource depletion mineral, fossils and renewables. Inoltre, sono stati valutati gli impatti sulla richiesta energetica del processo utilizzando la categoria Primary energy demand. Per l'elaborazione dei dati, è stato utilizzato il software GaBi nella versione 8.1.

3. Risultati e Discussioni

I quattro scenari analizzati si differenziano solo per la fase di estrazione del PHA. Le fasi di produzione VFA, produzione PHA e fine vita sono invece uguali per tutti gli scenari. Il contributo totale di ogni scenario a ogni categoria di impatto è riportato in Tabella 1.

In Tabella 2 è riportato il solo contributo dei 4 processi estrattivi.

Tabella 1: Profilo ambientale dei 4 scenari analizzati.

Categoria d'impatto	Unità	Scenario			
		DCE	DMC	SDS	NH4-laurato
AP	Mole of H ⁺ eq.	3,8E-01	2,9E-01	3,0E-01	2,6E-01
GWP (excl. bio. C)	kg CO ₂ eq.	7,1E+01	1,8E+01	1,9E+01	1,3E+01
GWP (incl. bio. C)	kg CO ₂ eq.	7,9E+01	2,5E+01	2,0E+01	1,9E+01
ET	CTUe	1,5E+01	2,9E+00	1,8E+00	1,2E+00
EuF	kg P eq.	1,2E-03	2,5E-04	2,5E-04	1,5E-04
EuM	kg N eq.	1,5E-01	1,2E-01	1,2E-01	1,1E-01
EuT	Mole of N eq.	1,6E+00	1,3E+00	1,3E+00	1,2E+00
HTc	CTUh	1,8E-07	3,9E-08	3,9E-08	1,7E-08
HTnc	CTUh	-4,2E-07	-5,5E-07	-2,0E-07	-5,5E-07
IR	kBq U235 eq.	1,6E+00	-2,7E-01	8,3E-03	-3,5E-01
LU	kg C deficit eq.	2,1E+01	5,9E+00	1,9E+01	2,4E+00
OD	kg CFC-11 eq.	1,6E-06	2,6E-07	2,8E-08	2,9E-08
PM	kg PM _{2.5} eq.	1,0E-02	6,7E-03	7,5E-03	5,9E-03
POF	kg NMVOC eq.	8,1E-02	1,8E-02	3,5E-02	1,0E-02
WD	m ³ eq.	5,0E-01	5,1E-02	8,8E-02	-4,4E-03
RD	kg Sb eq.	-1,8E-04	-2,4E-04	-1,8E-04	-2,3E-04
ED, R+NR	MJ	1,2E+03	2,5E+02	2,8E+02	1,2E+02

Tabella 2: Profilo ambientale dei 4 processi di estrazione dei PHA analizzati.

Categoria d'impatto	Unità	Scenario			
		DCE	DMC	SDS	NH ₄ -laurato
AP	Mole of H ⁺ eq.	6,8E-02	7,7E-03	3,9E-02	1,7E-03
GWP (excl. bio. C)	kg CO ₂ eq.	5,7E+01	6,0E+00	7,5E+00	1,7E+00
GWP (incl. bio. C)	kg CO ₂ eq.	5,8E+01	6,0E+00	2,3E+00	1,6E+00
ET	CTUe	1,4E+01	1,7E+00	6,6E-01	8,6E-02
EuF	kg P eq.	1,1E-03	1,3E-04	1,4E-04	3,1E-05
EuM	kg N eq.	2,0E-02	2,4E-03	9,6E-03	1,0E-03
EuT	Mole of N eq.	2,1E-01	2,5E-02	1,3E-01	5,5E-03
HTc	CTUh	1,7E-07	2,3E-08	2,5E-08	2,4E-09
HTnc	CTUh	2,6E-07	5,0E-08	3,5E-07	4,2E-09
IR	kBq U235 eq.	2,1E+00	1,4E-01	4,1E-01	4,8E-02
LU	kg C deficit eq.	1,9E+01	3,8E+00	1,8E+01	5,2E-01
OD	kg CFC-11 eq.	1,5E-06	2,3E-07	3,7E-12	4,0E-13
PM	kg PM _{2.5} eq.	3,1E-03	3,2E-04	1,7E-03	7,2E-05
POF	kg NMVOC eq.	7,0E-02	8,1E-03	2,6E-02	1,3E-03
WD	m ³ eq.	5,1E-01	6,7E-02	1,1E-01	1,4E-02
RD	kg Sb eq.	1,0E-04	1,2E-05	5,2E-05	1,1E-06
ED, R+NR	MJ	1,1E+03	1,5E+02	1,9E+02	2,7E+01

Dalla Tabella 2, si può notare come l'andamento relativo dei quattro diversi scenari sia simile nelle varie categorie d'impatto: lo scenario che impatta maggiormente è quello che prevede l'utilizzo del DCE (16 categorie di impatto su 17). Lo scenario che presenta gli impatti inferiori è quello che prevede l'utilizzo del NH₄-laurato (16 categorie di impatto su 17), mentre gli scenari che utilizzano DMC ed SDS mostrano impatti leggermente superiori rispetto a quest'ultimo; tra questi ultimi due, lo scenario DMC presenta risultati migliori rispetto allo scenario SDS in 10 categorie su 17.

Confrontando le Tabelle 1 e 2 si nota che la fase di estrazione influisce sull'impatto totale in percentuali diverse in base alla tipologia di estrazione ed in base alla categoria di impatto. Se definiamo rilevante un contributo superiore al 10% rispetto al totale, questa soglia è raggiunta per la maggior parte delle categorie di impatto per tutti e 4 i processi estrattivi. Rostkowski e coautori (2012), che analizzano l'estrazione con solventi, affermano che generalmente la fase di estrazione dei PHA è la fase del processo che contribuisce maggiormente agli impatti indipendentemente dal protocollo di estrazione e dal solvente adottati. Possiamo dire che anche in questo studio gli impatti maggiori si hanno quando si utilizza un solvente per l'estrazione.

Inoltre, la resa di estrazione influisce sulle fasi a monte (produzione VFA e produzione PHA), e di conseguenza sui loro impatti e su quelli globali del processo.

In Tabella 3 sono mostrati i quantitativi di vinaccia in ingresso necessari per produrre 1 kg di PHA in base ai diversi protocolli estrattivi utilizzati. Si può notare come lo scenario di estrazione con SDS presenti la resa migliore, seguito dallo scenario con NH₄-laurato e da quello con DMC, mentre lo scenario con DCE richiede la quantità di vinacce in ingresso più alta a parità di PHA prodotto, circa il 22% in più rispetto allo scenario migliore.

Tabella 3: Quantitativi di vinaccia in ingresso per 1 kg di PHA in uscita.

Scenario		Vinacce in ingresso	PHA in uscita	Resa estrazione
DCE		101 kg	1 kg	89%
DMC		90,6 kg	1 kg	96%
SDS		82,7 kg	1 kg	99%
NH ₄ -laurato		83,7 kg	1 kg	98%

Per diminuire gli impatti del processo analizzato è necessario migliorare le performances di tutto il sistema; nello specifico, la fase che più impatta è la produzione dei VFA. Questa fase, come d'altronde tutto il processo, è molto legata ai consumi energetici, sia termici sia elettrici, ed è la più energivora del sistema dal punto di vista termico. Il motivo è legato alle dimensioni del fermentatore anaerobico (volume 2500 m³) ed alla conseguente necessità di evaporare un notevole volume di acqua. Tali dimensioni sono necessarie per assicurare una produzione di VFA sufficiente ad alimentare una coltivazione batterica in grado di produrre un quantitativo significativo di PHA. La fase più energivora del sistema dal punto di vista elettrico è invece la produzione della biomassa arricchita in PHA. Questo consumo è dovuto alla necessità di rimescolamento e di ossigenazione del fermentatore aerobico. L'efficientamento di questi due processi permetterebbe un miglioramento delle prestazioni ambientali di tutto il sistema.

Come già rilevato da Khoo e Tan (2010), anche nel nostro studio i processi di fine vita non permettono di ottenere crediti tali da compensare gli impatti prodotti dai processi di produzione del bene; per alcune categorie di impatto sembrano anzi influenzare negativamente i risultati. Per questo motivo, andrebbero valutate strategie alternative di trattamento dei rifiuti e dei sottoprodotti del processo, come ad esempio i fanghi provenienti dal fermentatore acidogenico; questi potrebbero essere trattati con un processo di pirolisi così da ottenere tre sottoprodotti, ovvero bio-char, bio-olio e syngas, tutti potenzialmente utilizzabili come combustibile per la produzione di energia elettrica e termica. Questo permetterebbe di coprire, almeno in parte, l'elevato fabbisogno energetico dell'impianto.

Come suggerito da Kim e Dale (2008), l'utilizzo di fonti energetiche rinnovabili porterebbe quasi certamente ad una diminuzione netta degli impatti ambientali. Inoltre, l'introduzione di un sistema di recupero delle emissioni di CO₂ dalla fase di produzione della biomassa arricchita in PHA potrebbe portare ad una notevole diminuzione degli impatti, sia riducendo le emissioni stesse, sia generando crediti per lo stoccaggio di CO₂. Infine, effettuare un pretrattamento iniziale delle vinacce potrebbe aumentare le rese di produzione dei VFA, aumentandone la biodisponibilità per la comunità microbica acidogenica. Ad esempio, trattamenti termici e termo-chimici (come la citata pirolisi) possono essere validi candidati sia per il trattamento delle vinacce in ingresso sia per il trattamento dei fanghi in uscita, rendendo disponibile un maggior quantitativo di carbonio per i microorganismi ed aumentando di conseguenza le rese di VFA del processo.

4. Conclusioni

Sulla base dei risultati ottenuti, i principali impatti riscontrati derivano dalla fase di produzione dei VFA e, secondo lo scenario analizzato, dalla fase di estrazione e dalla produzione della biomassa arricchita in PHA. I processi di produzione di energia termica ed elettrica risultano i più impattanti, le fasi più energivore del ciclo produttivo sono la fase di produzione dei VFA e la fase di produzione della biomassa arricchita in PHA. I processi di trattamento del polimero a fine vita purtroppo non generano crediti tali da compensare gli

impatti dei processi di produzione del bene. Valutando solo i metodi estrattivi, si nota chiaramente come l'estrazione con laurato d'ammonio impatti meno rispetto agli altri metodi. La produzione dei PHA tramite colture pure e con fonte di carbonio da biomassa non dedicata ma residuale sembra promettente, anche in considerazione del fatto che il processo è innovativo ed ha ancora ampi margini di miglioramento. La fase di produzione dei VFA ha i margini di miglioramento più ampi, ed intervenire su questa permetterebbe un'ottimizzazione delle prestazioni ambientali di tutto il sistema.

5. Bibliografia

- Albuquerque, M, Concas, S, Bengtsson, S, Reis, M, 2010. Mixed culture polyhydroxyalkanoates production from sugar molasses: The use of a 2-stage CSTR system for culture selection. *Bioresource Technology*, 101(18), 7112-7122.
- Asrar, J, Gruys, KJ, 2001. Biodegradable Polymer (Biopol®), in Doi, Y, Steinbüchel, A (Eds.) *Biopolymers, Polyesters I*, Volume 3a, 53-90, Wiley-VCH, Weinheim.
- BIBLIOGRAPHY \I 1040 Biopolypropylene, 2011. <http://www.biopolypropylene.com>
- Chen, GQ, 2009. A microbial polyhydroxyalkanoates (PHA) based bio- and materials industry. *The Royal Society of Chemistry*, 38, 2434-2446.
- Choi, J, Lee, SY, 1997. Process analysis and economic evaluation for Poly(3-hydroxybutyrate) production by fermentation. *Bioprocess Engineering*, 17, 335-342.
- ISO 14040, 2006a. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.
- ISO 14044, 2006b. Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines.
- Jendrossek, D, 1998. Microbial degradation of polyesters: a review on extracellular poly(hydroxy)alkanoic acid depolymerases. *Polymer Degradation and Stability*, 59, 317-325.
- Khoo, HH, Tan, RBH, Chng, KWL, 2010. Environmental impacts of conventional plastic and bio-based carrier bags. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(3), 284-293.
- 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.
- Koller, M, Niebelschütz, H, Braunegg, G, 2013. Strategies for recovery and purification of poly[(R)-3-hydroxyalkanoates] (PHA) biopolyesters from surrounding biomass. *Engineering in Life Sciences*, 13, 549-562.
- Lee, SY, 1995. Bacterial Polyhydroxyalkanoates. *Biotechnology and Bioengineering*, 49, 1-14.
- Liu, C, Wang, H, Xing, W, Wei, L, 2013. Composition diversity and nutrition conditions for accumulation of polyhydroxyalkanoate (PHA) in a bacterial community from activated sludge. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 97(21), 9377-9387.
- Righi, S, Baioli, F, Samorì, C, Galletti, P, Tagliavini, E, Stramigioli, C, Tugnoli, A, Fantke, P, 2017. A life cycle assessment of poly-hydroxybutyrate extraction from microbial biomass using dimethyl carbonate. *Journal of Cleaner Production*, 168(1), 692-707.
- Rostkowski, KH, Criddle KS, Lepech, MD, 2012. Cradle-to-Gate Life Cycle Assessment for a Cradle-to-Cradle Cycle: Biogas-to-Bioplastic (and Back). *Environ. Sci. and Technol.* 46, 9822 - 9829.
- Salehizadeh, H, Van Loosdrecht, M, 2004. Production of polyhydroxyalkanoates by mixed culture: recent trends and biotechnological importance. *Biotechnology Advances*, 22(3), 261-279.
- Samorì, C, Abbondanzi, F, Galletti, P, Giorgini, L, Mazzocchetti, L, Torri, C, Tagliavini, E, 2015. Extraction of polyhydroxyalkanoates from mixed microbial cultures: Impact on polymer quality and recovery. *Bioresource Technology*, 189, 195-202.
- Senior, PJ, Wright, LF, Alderson, B, 1982. Extraction process. U.S. Patent 4324907.
- Sun, Z, Ramsay, JA, Guay, M, Ramsay, BA, 2006. Automated feeding strategies for high-cell-density fed-batch cultivation of *Pseudomonas putida* KT2440. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 71, 423-431.

Luminescent Solar Concentrator (LSC): principio di funzionamento e fasi preliminari dell'analisi LCA applicata alla Smart Window-LSC

Vincenzo Muteri¹, Letizia Bua², Maurizio Cellura¹, Sonia Longo¹, Roberto Fusco², Daniele Testa²

¹ Dipartimento di Ingegneria - Università degli Studi di Palermo, Viale delle Scienze Ed.9, 90128 Palermo

² Eni S.p.A., Renewable Energy and Environmental R&D, Process Technologies, Via G. Fauser 4, 28100 Novara, Italy

Email: vincenzo.muteri@unipa.it

Abstract

Una delle tecnologie più promettenti nel panorama dei sistemi fotovoltaici integrati negli edifici è quella dei concentratori solari luminescenti (LSC - Luminescent Solar Concentrator).

La peculiarità di questi dispositivi risiede nel fatto che possono essere installati in zone dell'edificio difficilmente sfruttabili da altre tecnologie fotovoltaiche, in particolare in sostituzione di aperture quali lucernari o finestre, grazie alla loro caratteristica di essere semi-trasparenti e di funzionare sia con radiazione solare diretta che diffusa. L'obiettivo del presente lavoro è stato ricostruire i percorsi di produzione dei principali componenti del pannello LSC, in modo da ottenere un parziale inventario dei materiali e dei relativi processi. Le informazioni e i dati acquisiti permetteranno di valutare le prestazioni energetico-ambientali dei pannelli LSC, tramite l'applicazione della metodologia della Life Cycle Assessment.

1. Introduzione

Uno dei settori strategici per il raggiungimento degli obiettivi di riduzione dei gas serra e dell'incremento dell'energia prodotta da fonti rinnovabili è sicuramente quello dell'edilizia. In questo contesto, i sistemi fotovoltaici per integrazione architettonica negli edifici (BIPV, Building Integrated PhotoVoltaics) rappresentano una soluzione efficace, in quanto si prestano bene alla generazione distribuita di energia e permettono, al contempo, di sfruttare aree dell'edificio che diversamente avrebbero la sola funzione strutturale. Tra le tecnologie innovative e potenzialmente più versatili si annovera quella dei concentratori solari luminescenti (LSC, Luminescent Solar Concentrator). La peculiarità di questi dispositivi risiede nel fatto che possono essere integrati alla superficie dell'edificio, in particolare in sostituzione di aperture quali lucernari o finestre, grazie alla loro caratteristica di essere semi-trasparenti e di funzionare sia con radiazione diretta che diffusa (Aste N et al., 2015). A differenza dei classici concentratori solari, i pannelli LSC non necessitano di sistemi di inseguimento solare e permettono inoltre, a parità di superficie, di ridurre al minimo la presenza del silicio rispetto ai pannelli fotovoltaici tradizionali diffusi nel mercato odierno.

I pannelli LSC sono costituiti da una matrice trasparente di vetro o materiale polimerico ed un colorante luminescente (fluoroforo) disperso al suo interno. La matrice trasparente funge da guida d'onda ed è in genere realizzata sotto forma di lastre (Figura 1). Il fluoroforo permette di assorbire e riemettere la radiazione solare incidente, mentre la guida d'onda la concentra verso i bordi della lastra, dove vengono opportunamente disposte delle piccole celle solari in grado di convertirla in energia elettrica.

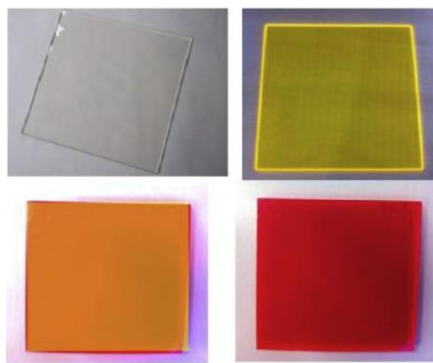


Figura 1: Differenti lastre LSC (5x5cm)

Fino ad oggi, la diffusione su larga scala di questi dispositivi solari è stata limitata principalmente dalla bassa efficienza di conversione, causata da diversi meccanismi di perdita dovuti principalmente alle proprietà dei coloranti, che mostravano un eccessivo auto-assorbimento della radiazione solare⁶. Grazie alla ricerca e allo sviluppo di nuovi coloranti tale problema è stato in gran parte risolto, anche se i rendimenti restano comunque inferiori a quelli del fotovoltaico tradizionale (Slooff et al., 2008). Di conseguenza, per apprezzare le reali potenzialità di questi dispositivi, non ci si può limitare a valutare le prestazioni in fase d'uso e la conseguente produzione di energia elettrica, ma bisogna considerare che lo sviluppo di tale tecnologia potrebbe essere compatibile con la limitata disponibilità di materie prime impiegate negli attuali sistemi fotovoltaici, come ad esempio il silicio. In questo contesto, l'applicazione della Life Cycle Assessment (LCA) risulta fondamentale, perchè permette di stimare le prestazioni energetico-ambientali considerando gli aspetti legati all'intero ciclo di vita, dal reperimento delle materie prime fino alla fase di smaltimento o riciclaggio dei materiali.

Il presente lavoro è incentrato sulla costruzione del diagramma di flusso e sulla raccolta dati degli elementi che compongono la Smart Window (SW), una tecnologia che fa parte del progetto Eni Ray Plus® in ambito edilizio, di cui il principale componente è, appunto, il pannello LSC. La fase di inventario è una delle fasi più delicate di una LCA, in quanto l'affidabilità dell'eco-profilo ottenuto è strettamente legata alla qualità e all'attendibilità delle informazioni raccolte durante questa fase.

2. Principio di funzionamento dei pannelli LSC

Il principio di funzionamento dei pannelli LSC può essere interpretato facendo riferimento ai principi dell'ottica geometrica classica. Le lastre polimeriche drogate con molecole attive (fluorofori) fungono da grande area assorbente; i fluorofori permettono di assorbire parte della radiazione solare incidente, riemettendo una parte della stessa a energie inferiori, e quindi a lunghezze d'onda maggiori. I fluorofori maggiormente utilizzati ricadono in una delle seguenti categorie: coloranti organici, punti quantici (quantum dots) e ioni di terre rare (rare earth ions)⁷. La radiazione proveniente dai centri luminescenti è emessa isotropicamente e, dopo aver raggiunto l'interfaccia tra la lastra e l'aria, subisce parzialmente il fenomeno della riflessione totale interna. In tal modo, una parte della radiazione viene intrappolata dalle continue riflessioni ed è guidata verso i bordi della lastra, dove viene convertita in energia

⁶ Tale fenomeno, che verrà descritto in seguito, prevede che l'emissione fluorescente prodotta da una molecola possa essere assorbita da una molecola dello stesso tipo, durante il suo percorso all'interno della guida d'onda.

⁷ Una delle tipologie di fluorofori più diffusa è quella dei derivati del perilene.

elettrica da piccole celle solari in silicio⁸. La restante parte della radiazione, che non subisce il fenomeno della riflessione interna, viene dispersa attraverso la superficie inferiore e superiore (Scudo et al., 2010).

2.1. *Efficienza ottica globale e perdite*

L'efficienza ottica è definita come il rapporto tra l'energia della radiazione che viene convogliata sui bordi della lastra e l'energia della radiazione solare incidente sul concentratore LSC; tale parametro può anche essere espresso tramite l'equazione di Goetzberger (Debijs e Verbunt, 2012):

$$\eta_{\text{opt}} = (1 - R) P_{\text{int}} \times \eta_{\text{abs}} \times \eta_{\text{PLQY}} \times \eta_{\text{Stokes}} \times \eta_{\text{host}} \times \eta_{\text{self}} \times \eta_{\text{TIR}}$$

- $(1 - R)$ è la frazione di luce trasmessa all'interno della lastra;
- η_{abs} è il coefficiente di assorbimento, che dipende sia dal tipo di fluoroforo impiegato, sia dalle celle fotovoltaiche prescelte per la conversione della luce in energia elettrica;
- P_{INT} è la probabilità di riflessione interna totale;
- η_{PLQY} è la resa quantica fotoluminescente, che è il numero di fotoni emessi per fotone assorbito;
- η_{Stokes} è l'efficienza di Stokes. Nel processo di luminescenza, il fotone emesso ha una lunghezza d'onda più alta (ed energia inferiore) rispetto al fotone assorbito; questa energia viene persa inevitabilmente nel processo di luminescenza⁹;
- η_{host} è l'efficienza d'assorbimento del materiale di supporto;
- η_{self} riguarda i fotoni che vengono persi per riassorbimento. Il riassorbimento si verifica quando i fotoni emessi vengono riassorbiti da altre molecole luminescenti. Tipicamente, il fenomeno è dovuto al fatto che gli spettri di emissione e assorbimento si sovrappongono parzialmente. La separazione tra il picco delle lunghezze d'onda di assorbimento e quello di emissione è chiamato "spostamento di Stokes". Il motivo per cui non si aumenta troppo il quantitativo di colorante all'interno del materiale di supporto (per poter assorbire un quantitativo di radiazione maggiore) è principalmente dovuto a questo effetto;
- η_{TIR} è l'efficienza di riflessione della guida d'onda, determinata dalla levigatezza della superficie. Questo termine tende ad aumentare al ridursi delle imperfezioni di lavorazioni del materiale di supporto.

3. **LCA del pannello LSC**

Come è noto, la metodologia LCA è basata su quattro fasi:

1. Definizione degli obiettivi e del campo di applicazione (Goal and Scope Definition);
2. Analisi di inventario (Life Cycle Inventory Analysis, LCI);
3. Analisi degli impatti (Life Cycle Impact Assessment, LCIA);
4. Interpretazione e miglioramento (Life Cycle Interpretation).

Il presente lavoro descrive una serie di attività propedeutiche all'analisi LCA e include le prime due fasi della stessa, in quanto il lavoro di ricerca è attualmente in corso. L'oggetto di questo lavoro è la SW-LSC, un componente innovativo la cui applicazione nel settore edilizio

⁸ Possono essere utilizzate a tale scopo anche le celle solari in GaAs; in questo caso si potrebbe ottenere un aumento dell'efficienza, ma anche il prezzo della tecnologia aumenterebbe di molto.

⁹ Tuttavia questa perdita di energia, in genere, si avrebbe comunque all'interno della cella fotovoltaica.

potrebbe fornire un impatto positivo sulla produzione distribuita di energia, e le cui prestazioni vanno valutate tenendo conto di variabili tecniche, economiche, funzionali e ambientali. Per SW si intende un dispositivo che partecipa attivamente alle performance energetiche di un edificio, sia tramite il controllo solare dinamico, in termini di energia risparmiata, sia tramite produzione di energia rinnovabile.

Dopo aver definito l'obiettivo e il campo di applicazione dell'analisi, si sono ricostruiti i percorsi di produzione dei principali componenti del pannello LSC. L'inventario dei materiali e dei processi relativi a questi componenti è frutto di indagini svolte direttamente sul campo o tramite l'utilizzo di dati di letteratura messi a disposizione dalle aziende coinvolte. Infine, viene riportato un caso studio, che permette di inquadrare il funzionamento e i benefici connessi all'utilizzo della SW all'interno dell'edificio.

3.1. Goal and scope definition

L'obiettivo finale è determinare l'impatto ambientale delle fasi di fabbricazione, installazione, funzionamento e smaltimento dei pannelli LSC, considerando il loro funzionamento all'interno della SW. L'approccio che si intende utilizzare è "cradle to grave", cioè dalla culla alla tomba. L'unità funzionale scelta è il m² di superficie della lastra. Tale scelta è giustificata dal fatto che l'applicazione prevista per i pannelli LSC è quella delle SWs, di conseguenza la soluzione più idonea è quella di riferire gli impatti ambientali alla superficie utile piuttosto che all'energia elettrica prodotta (kWh).

3.1. Life cycle inventory analysis (LCI)

Al fine di determinare gli impatti ambientali connessi alla produzione della SW-LSC, è necessario determinare i diversi percorsi di produzione dei principali componenti richiesti per il prodotto finale, che nel caso del pannello LSC sono:

- Il colorante luminescente (fluoroforo);
- Il materiale di supporto che costituisce la guida d'onda;
- Le celle fotovoltaiche.

Questi elementi permettono l'assemblaggio del modulo LSC; il passo successivo sarà quello di considerare la struttura di alluminio (infixo) e i componenti accessori, che consentiranno al modulo LSC di essere integrato all'interno dell'edificio come SW. In Figura 2 è mostrato il diagramma a blocchi del processo produttivo del pannello LSC.

La SW-LSC fa parte del progetto Eni Ray Plus®. Eni ha sintetizzato e brevettato il colorante luminescente, che possiede determinate caratteristiche che lo rendono particolarmente apprezzabile per questo tipo di applicazione.

Il materiale di supporto della guida d'onda è il polimetilmetacrilato (PMMA), che viene prodotto da un'azienda europea che fa parte del CEFIC (Consiglio Europeo delle Industrie Chimiche). Grazie alla collaborazione e al coinvolgimento dei portatori di interesse è stato possibile reperire le informazioni relative al pannello LSC, attraverso campagne di raccolta dei dati e questionari. I dati mancanti sono stati ottenuti tramite la consultazione dei database di software usati per analisi di questo tipo, quali SimaPro e Gabi.

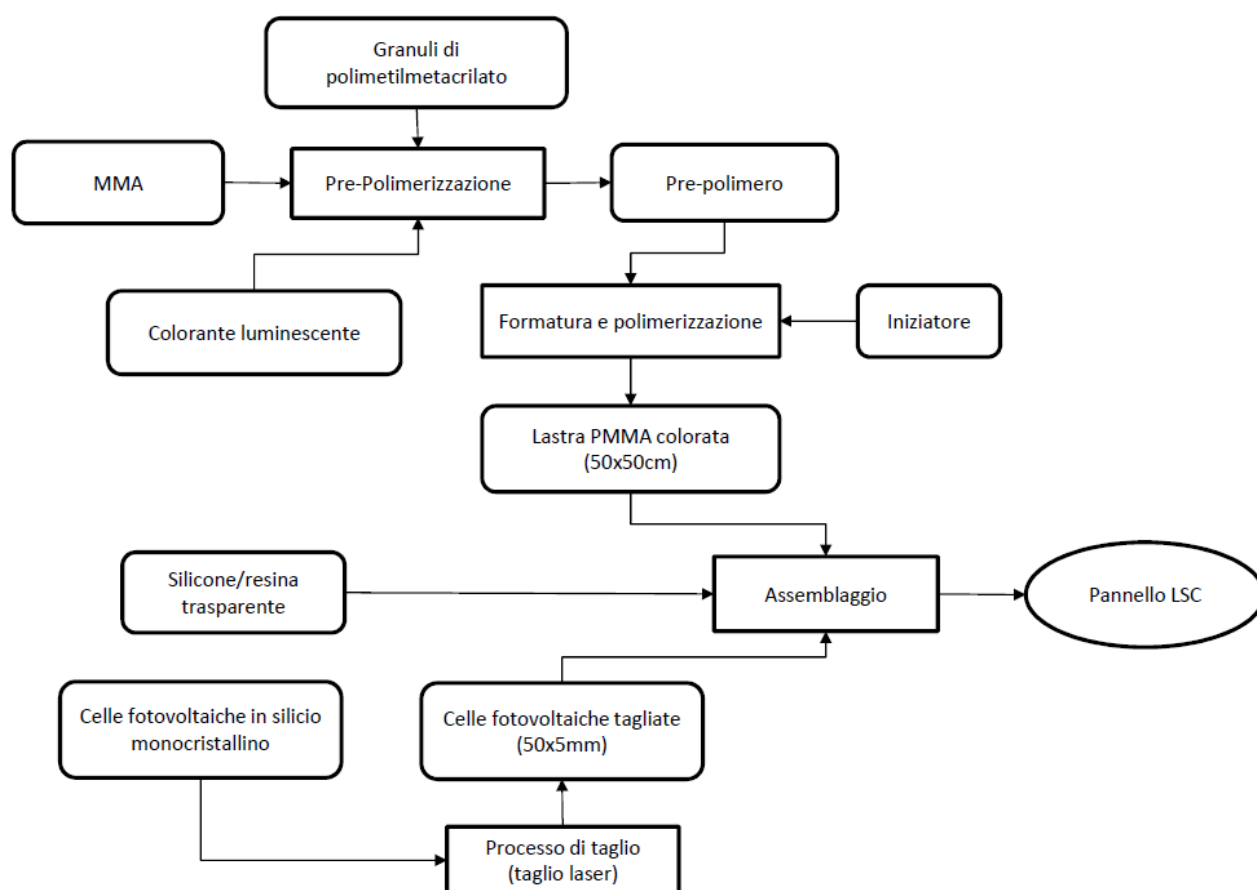


Figura 2: Diagramma del processo produttivo del pannello LSC

3.1.1. Fluoroforo

Il colorante luminescente disperso nella matrice polimerica appartiene alla classe dei derivati del (4,7-di(2-tienil-2')-2,1,3benzotiadiazolo) (DTB) (Brevetto n° WO2016/046319A1). La concentrazione specifica del colorante all'interno del materiale di supporto è nell'ordine delle 100-200 ppm; con tali valori è possibile assorbire il 25% della radiazione proveniente dalla superficie frontale, mentre la restante parte attraversa il dispositivo (Aste et al., 2015). Tramite il processo di sintesi è possibile ottenere diverse colorazioni dei fluorofori (quelle sintetizzate da Eni sono rosso, giallo e arancione). La variazione cromatica incide ovviamente anche sul prodotto finale, la lastra LSC, e di conseguenza sullo spettro della radiazione filtrata all'interno dell'ambiente dalla SW. In Tabella 1 viene mostrato, a titolo di esempio, l'elenco dei materiali e dei processi di una delle possibili molecole utilizzabili. La principale caratteristica che migliora significativamente le prestazioni dei coloranti brevettati da Eni è che le curve di assorbimento e di emissione mostrano una bassa sovrapposizione. Questo fattore influisce sulle prestazioni del pannello LSC, in quanto vengono ridotte significativamente le perdite per auto-assorbimento ed inoltre l'efficienza diventa in larga misura indipendente rispetto alle dimensioni della lastra stessa (Aste et al., 2017). Tale caratteristica apre un ampio spettro di possibili impieghi, sia per piccole superfici quali finestre, sia per applicazioni più estese alle facciate degli edifici.

Tabella 1: Principali materiali e processi relativi alla sintesi di un colorante luminescente

INPUT	Materiale/Processo	Quantità	Unità
Reagente	Fenolo	0,61	g
Reagente	Carbonato di potassio	0,58	g
Sospensione	5,6-difluoro-4,7-bis(2-tienile)-2,1,3- benzotiadiazolo	0,52	g
	N-N- dimetilformammide	4,95	ml
Processo	Riscaldamento e mantenimento a 92°		
Processo	Mescolamento, 12 h		
	Acqua distillata	16,51	ml
Processo	Filtrazione		
Processo	Lavaggio con acqua distillata	24,76	ml
OUTPUT			
Prodotto (colorante luminescente)	5,6-difenossi-4,7-bis(2-tienile)-2,1,3-benzotiadiazolo	0,714	g

3.1.2. Guida d'onda (Polimetilmetacrilato)

Il PMMA è il materiale più utilizzato come guida d'onda per le lastre LSC. Viene fabbricato a partire dal suo monomero, il metilmetacrilato (MMA). Il processo richiede che il monomero e il polimero, che in genere stanno nel rapporto iniziale di 9:1, vengano polimerizzati dopo l'aggiunta di un iniziatore della reazione (Dijkstra, 2015), come mostrato nella Tabella 2. In genere, il colorante luminescente viene dissolto nel monomero prima di questa fase.

Tabella 2: Principali materiali e processi relativi alla produzione delle lastre LSC

INPUT	Materiale/Processo	Quantità	Unità
Reagente	MMA	6764	ml
Reagente	PMMA	714	g
Colorante luminescente	5,6-difenossi-4,7-bis(2-tienile)-2,1,3-benzotiadiazolo	0,714	g
Processo	Riscaldamento a 60° e mescolamento		
Iniziatore	Azobisisobutirronitrile	5,712	g
Processo	Formatura e polimerizzazione		
OUTPUT			
Prodotto	4 lastre LSC (50x50 cm)	1	m ²

3.1.3. Celle fotovoltaiche e assemblaggio del modulo LSC

Le celle fotovoltaiche utilizzate per convertire il fascio di luce concentrato sono le comuni celle in silicio del tipo monocristallino (mc-Si) o policristallino (pc-Si).

I processi industriali con cui vengono prodotte tali celle sono ormai molto diffusi in letteratura e non verranno approfonditi in questo lavoro. L'unico processo aggiuntivo per l'applicazione

delle celle fotovoltaiche alla lastra LSC è quello del taglio laser, che consente di adattarne le dimensioni allo spessore delle lastre.

I dati riferiti alle celle fotovoltaiche sono stati tratti dal database Ecoinvent di SimaPro. Una volta ottenuta la lastra LSC, le celle fotovoltaiche vengono incollate ai bordi tramite siliconi o resine ad alto grado di trasparenza. La Tabella 3 mostra gli elementi principali necessari per l'assemblaggio del modulo LSC.

Tabella 3: Principali materiali e processi relativi all'assemblaggio del modulo LSC

INPUT	Materiale/Processo	Quantità	Unità
	4 lastre LSC (50x50 cm)	1	m ²
Processo	Taglio laser		
	160 celle al silicio (5x0,6 cm)	0,048	m ²
Materiale	Silicone/Colla Bison	96	ml
OUTPUT			
Prodotto	Modulo LSC	1	m ²

4. Esempio applicativo della Smart Window

Di seguito è riportato uno studio di recente pubblicazione (Aste et al.,2019) in cui viene presentato il *concept* della SW-LSC (Figura 3) e ne viene descritta l'attività attraverso un'installazione pilota. Il sistema è composto da una soprafinestra nella parte superiore e due ante che si aprono verso l'interno nella parte inferiore. Il telaio è realizzato con profili in alluminio a taglio termico, per attenuare la trasmissione di calore e il rumore. La soprafinestra è colorata-semitrasparente, dal momento che integra alcune lastre LSC, 50x50 cm ciascuna, poste all'interno di un doppio vetro. Ogni lastra LSC è dotata di celle fotovoltaiche incollate sui bordi, protette da una cornice perimetrale, che possono essere collegate con le altre sia in serie che in parallelo, a seconda delle specifiche esigenze di utilizzo.

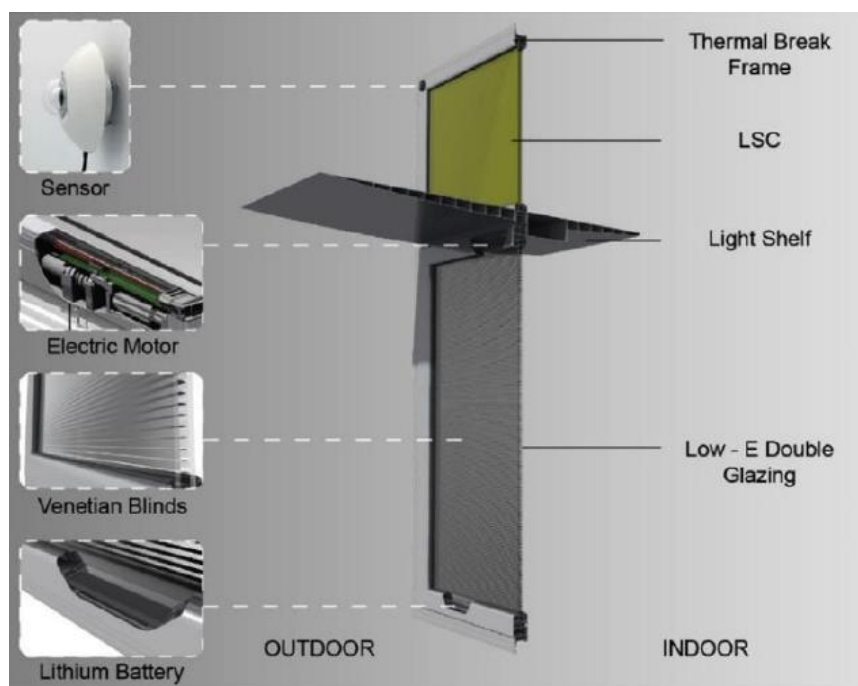


Figura 3: Componenti principali della SW-LSC

La parte superiore e quella inferiore della finestra sono divise da un ripiano orizzontale in alluminio, che si estende dall'interno all'esterno dell'edificio. Il ripiano contribuisce a miscelare la luce colorata che attraversa i pannelli LSC con la luce chiara che attraversa il vetro neutro sottostante, in modo da ottenere una luce naturale caratterizzata da una temperatura di colore più bassa, che risulta particolarmente gradevole e in linea con i requisiti di comfort visivo all'interno dell'ambiente (Aste et al., 2015). Il controllo solare è raggiunto attraverso delle tende veneziane metalliche, poste all'interno del doppio vetro, regolabili in base alle condizioni del cielo e alla posizione del sole. Il movimento delle tende è guidato da motori elettrici, uno per ogni anta, integrati nella finestra e alimentati dai pannelli LSC.

Al fine di garantire la conservazione elettrica e la continuità di funzionamento anche in caso di bassa radiazione solare, la SW è provvista di una batteria, incorporata nel telaio. Il movimento delle tapparelle è guidato da un sensore esterno (un misuratore di luce / radiazione) collegato a un computer con una logica di controllo adattativa, che permette di ottenere il miglior assetto in termini di comfort interiore e risparmio energetico.

5. Conclusioni

La ricerca effettuata in questo lavoro ha permesso di costruire i percorsi di produzione e di raccogliere i dati riguardanti i principali componenti del pannello LSC, riportati nelle Tabelle 1, 2 e 3. Il completamento di tale procedura, tramite i dati relativi ai serramenti in alluminio, ai componenti accessori e all'energia richiesta dai vari processi, permetterà di ricostruire l'ecoprofilo della Smart Window-LSC per la fase di produzione e, successivamente, la valutazione degli impatti energico-ambientali connessi al ciclo di vita di tale dispositivo.

6. Bibliografia

- Aste N, Buzzetti M, Del Pero C, Fusco R, Testa D, Leoforte F. 2017. Visual performance of yellow, orange and red LSCs integrated in a Smart Window.
- Aste N, Buzzetti M, Del Pero C, Fusco R, Testa D, Leoforte F. 2019. Triggering a large scale luminescent solar concentrator market; The smart window project.
- Aste N, Tagliabue LC, Del Pero C, Testa D, Fusco R. 2015. Performance analysis of a large-area luminescent solar concentrator module
- Aste N, Tagliabue LC, Palladino P, Testa D. 2015. Integration of a luminescent solar concentrator: Effects on daylight, correlated color temperature, illuminance level and color rendering index
- Debijs MG, Verbunt PPC. 2012. Thirty Years of Luminescent Solar Concentrator Research: Solar Energy for the Built Environment.
- Dijkstra J. 2015. Life Cycle Assessment Study on Luminescent Solar Concentrators
- Scudo PF, Abbondanza L, Fusco R, Caccianotti L. 2010. Spectral converters and luminescent solar concentrators. Solar Energy Materials & Solar Cells.
- Slooff LH, Bende EE, Burgers AR, Budel T, Pravettoni M, Kenny RP, Dunlop ED, Büchtemann A. 2008. A luminescent solar concentrator with 7.1% power conversion efficiency.
- Brevetto n° WO2016/046319A1

Analisi LCA della produzione di metanolo dai gas di acciaieria: il progetto europeo FReSMe

Elisabetta Brivio* Lucia Rigamonti*

*Politecnico di Milano

Email: elisabetta.brivio@polimi.it; lucia.rigamonti@polimi.it

Abstract

Nelle acciaierie a ciclo integrale i gas derivanti dai processi di lavorazione vengono bruciati in un impianto di potenza per la produzione di energia elettrica, provocando elevate emissioni di CO₂. Per tale motivo, l'acciaieria a ciclo integrale ben si presta all'applicazione di tecnologie destinate alla cattura e utilizzo o stoccaggio della CO₂. Il progetto FReSMe (From Residual Steel Gases to Methanol), finanziato nell'ambito del programma H2020, nasce con lo scopo di dimostrare la fattibilità dell'applicazione di tecnologie di cattura dei flussi di CO₂ e H₂ dai gas di scarico dell'acciaieria per il loro uso nella produzione di metanolo, ottenendo così la riduzione delle emissioni e la produzione di un combustibile alternativo. Il presente studio ha l'obiettivo di valutare, mediante applicazione della metodologia Life Cycle Assessment, i benefici ambientali derivanti dall'utilizzo delle tecnologie sviluppate nell'ambito del progetto FReSMe.

1. Introduzione

Di fronte alle sempre più pressanti problematiche di carattere ambientale la necessità di definire politiche e azioni volte alla riduzione delle emissioni dei gas effetto serra sta acquistando sempre più importanza. Dal 1992, a seguito del primo accordo internazionale sull'azione per il clima, le nazioni aderenti si sono impegnate a collaborare al fine di limitare l'aumento della temperatura globale e i cambiamenti climatici.

Tuttavia, sebbene le statistiche mostrino una riduzione delle emissioni dei gas climalteranti rispetto al 1999 (eurostat, 2019), si è ancora lontani dal raggiungimento degli obiettivi definiti dal quadro 2030 per il clima e l'energia (Rockstrom et al. 2017). L'industria siderurgica, responsabile del 10-15% del consumo primario mondiale annuo, rappresenta uno dei settori più energivori. In particolare, nelle acciaierie a ciclo integrale, le ingenti emissioni legate agli elevati consumi energetici si affiancano a quelle dovute all'utilizzo di combustibili fossili quali il carbone, causando il 5% delle emissioni mondiali totali di anidride carbonica (CO₂) (Gazzani et al. 2015). Le problematiche di carattere ambientale proprie di tale settore rendono le acciaierie a ciclo integrale di forte interesse per l'applicazione di tecnologie volte alla cattura, all'utilizzo e allo stoccaggio della CO₂. In questo contesto si inserisce il progetto europeo FReSMe che prevede lo sviluppo e messa in pratica di innovative tecnologie per la cattura e l'utilizzo della CO₂, allineandosi perfettamente agli obiettivi prefissati dall'Unione Europea (UE) per il 2030 in merito alla riduzione delle emissioni di gas serra e utilizzo di fonti rinnovabili. Il presente studio ha lo scopo di analizzare i potenziali impatti ambientali, valutati con la metodologia Life Cycle Assessment (LCA), dell'intero sistema FReSMe, al fine di verificare i reali benefici derivanti dalla sua applicazione e di fornire inoltre uno strumento di supporto per il miglioramento delle nuove tecnologie sviluppate.

2. Il progetto FReSMe

Il progetto FReSMe (Figura 1) nasce con l'obiettivo di ridurre le emissioni dei gas climalteranti derivanti dai processi di lavorazione in acciaieria, mediante lo sviluppo di appropriate tecnologie; è stato finanziato dall'UE nell'ambito di Horizon 2020 (Grant agreement No 727504), il Programma Quadro dell'UE per la ricerca e l'innovazione relativo al periodo 2014-2020. Il sistema proposto prevede l'integrazione di due tecnologie sviluppate nell'ambito di due ulteriori progetti europei: STEPWISE (www.stepwise.eu) e MefCO2 (www.mefco2.eu). Il primo è volto allo sviluppo di un sistema innovativo di cattura della CO₂ presente nei gas di scarico, mentre nel secondo avviene la produzione di metanolo a partire dalla CO₂ catturata.

Il progetto FReSMe, iniziato nel 2016, è stato sviluppato in risposta alla call LCE-25-2016: *Utilization of captured CO₂ as feedstock for the process industry* (Commissione Europea, 2017) e vede la partecipazione di 11 partners europei tra cui aziende, centri di ricerca e università. La realizzazione del progetto si articola nelle seguenti fasi: (i) analisi di laboratorio a supporto del miglioramento delle tecnologie sviluppate; (ii) ottimizzazione dei processi; (iii) realizzazione di un impianto pilota e campagna test presso il sito Luleå (SE), sede dell'acciaieria primaria che fornisce i gas di scarico per la sperimentazione e produttore di 4 Mt di acciaio annui; (iv) analisi del ciclo di vita (LCA) del processo; (v) dimostrazione finale dell'utilizzo del metanolo nel trasporto navale.

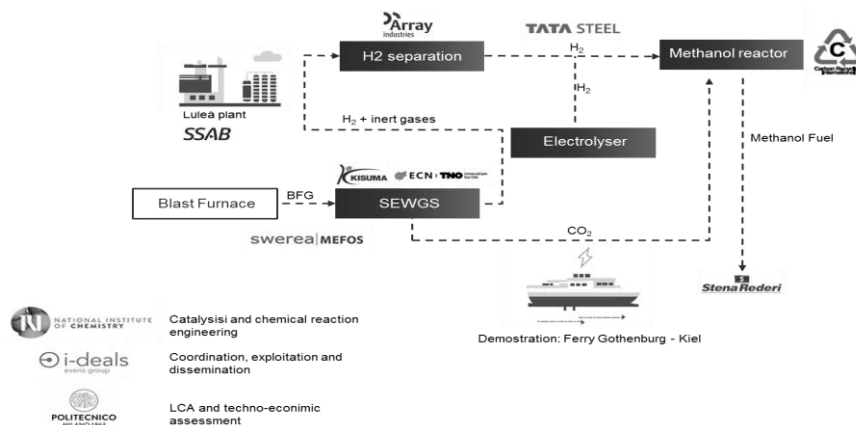


Figura 1: Schema della tecnologia FReSMe di trattamento dei gas residui da acciaieria per la produzione di metanolo e partner europei coinvolti

3. Materiali e metodi

I potenziali benefici ambientali ottenibili dall'applicazione del sistema FReSMe verranno valutati utilizzando la metodologia LCA. Detta metodologia, applicata in accordo con i principi e i requisiti indicati dalla normativa tecnica attualmente in vigore (standard ISO 14040:2006 e ISO 14044:2018), è sintetizzabile in quattro fasi principali: (i) definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione; (ii) analisi di inventario; (iii) valutazione degli impatti; (iv) interpretazione e miglioramento.

3.1. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

Il presente studio si propone l'obiettivo di confrontare i potenziali impatti ambientali relativi all'applicazione delle tecnologie sviluppate nell'ambito del progetto FReSMe con le tecnologie convenzionali presenti in commercio.

3.1.1. Definizione degli scenari

Per raggiungere l'obiettivo prefissato e identificare la configurazione più idonea del sistema, atta alla riduzione degli impatti ambientali, si sono identificati due diversi scenari (Scenario 1 e Scenario 2). Le tecnologie che compongono i due scenari, di seguito dettagliatamente descritti, sono state dimensionate nota l'emissione dei gas di scarico di acciaieria pari a 172,88 kg/s.

Nello Scenario 1, il sistema FReSMe 1 è confrontato con il Reference case 1 (Figura 2).

Nel sistema FReSMe 1, i gas in uscita dalla centrale sono suddivisi tra la linea di produzione di energia e la linea dedicata alla produzione di metanolo composta da tre fasi di trattamento dei gas: (i) cattura del flusso di CO₂ presente nei gas in uscita dalla centrale con applicazione dell'innovativa tecnologia di cattura Sorption Enhanced Water-Gas Shift

(SEWGS); (ii) recupero del flusso di H_2 mediante apposito sistema di membrane e integrazione del quantitativo di H_2 , necessario alla produzione di metanolo, attraverso il processo di elettrolisi; (iii) produzione di metanolo. Il Reference case 1 si compone di una centrale a ciclo combinato che utilizza i gas in uscita dall'acciaieria per la produzione di energia elettrica.

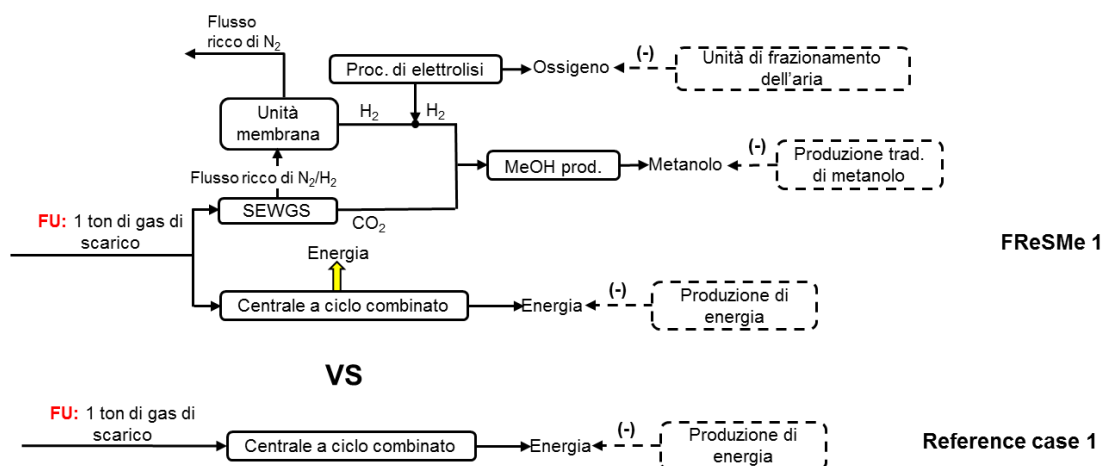


Figura 2: Scenario 1: confronto tra il sistema FReSMe 1 e il Reference case 1

Lo Scenario 2, composto dal sistema FReSMe 2 confrontato con il Reference case 2 (Figura 3), comprende, oltre alle fasi di trattamento dei gas, il processo di stoccaggio della CO_2 . Nel sistema FReSMe 2 i gas di scarico sono interamente convogliati alla linea di produzione del metanolo, caratterizzata dalla medesima configurazione del sistema FReSMe 1. Nel presente caso, la produzione di metanolo è dipendente dal quantitativo di H_2 presente nei gas, ciò comporta sia la non necessità del processo di elettrolisi sia la presenza del processo di stoccaggio della CO_2 in eccesso. La configurazione del sistema Reference case 2 differisce dal sistema Reference case 1 per la presenza della tecnologia di cattura con monoetanolammina (MEA) e successivo processo di stoccaggio della CO_2 prodotta dalla centrale a ciclo combinato.

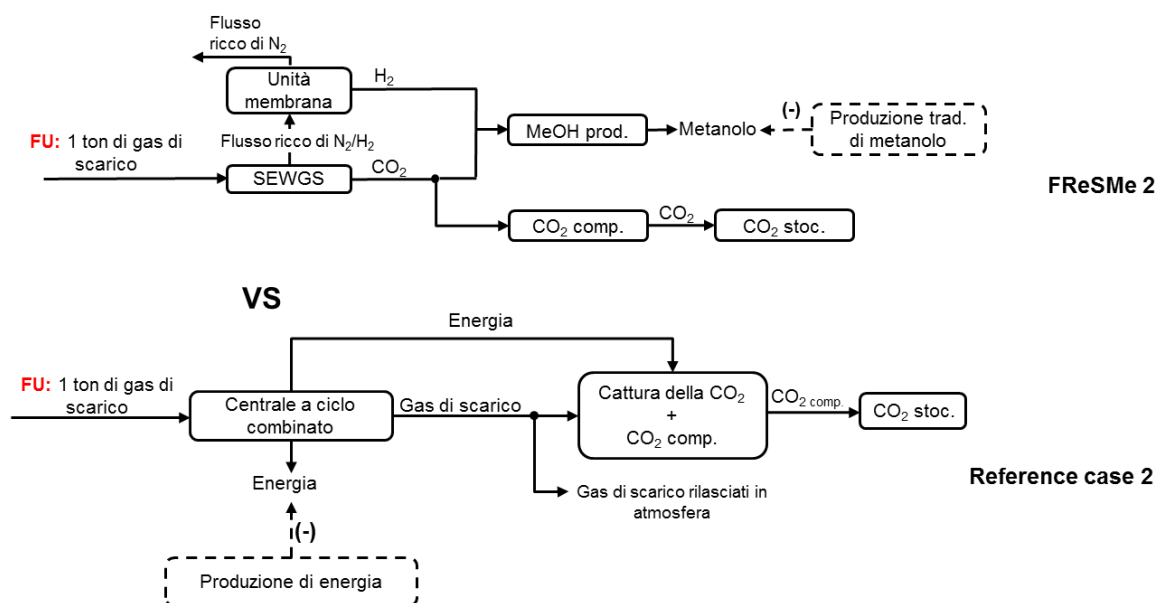


Figura 3: Scenario 2: confronto tra il sistema FReSMe 2 e il Reference case 2

3.1.2. *Unità funzionale*

La scelta dell'unità funzionale ha rappresentato un punto di forte criticità per l'intera analisi a causa della molteplicità di obiettivi presenti nel sistema. Allo scopo di individuare l'obiettivo e la conseguente unità funzionale più idonea, si sono analizzate le diverse finalità del progetto, indentificandone l'obiettivo dell'analisi LCA corrispondente. Si riportano in Tabella 1 gli obiettivi analizzati.

Tabella 1: Obiettivi del progetto FReSMe analizzati e corrispondenti obiettivi individuati per lo svolgimento dell'analisi LCA

Obiettivo del progetto FReSMe	Obiettivo LCA
Sviluppo di nuove tecnologie allo scopo di ridurre gli impatti ambientali associati alla produzione di acciaio	Confronto di diverse tecnologie per la produzione di acciaio allo scopo di verificare che la tecnologia FReSMe sia la meno impattante
Identificazione di possibili alternative per la produzione di metanolo	Confronto di diverse tecnologie per la produzione di metanolo allo scopo di verificare che la tecnologia FReSMe sia la meno impattante
Dimostrazione dell'applicabilità di un processo integrato per la produzione di acciaio e metanolo	Confronto tra diversi sistemi caratterizzati dalla produzione di acciaio e metanolo allo scopo di verificare che la tecnologia FReSMe sia la meno impattante
Dimostrazione dell'applicabilità di una nuova tecnologia per la cattura e l'utilizzo della CO ₂	Confronto tra diverse tecnologie atte alla cattura e utilizzo della CO ₂

Si è deciso di concentrarsi sul quarto obiettivo, individuando come unità funzionale più idonea il trattamento di 1 tonnellata di gas di scarico dell'acciaieria. I gas derivanti dai processi di lavorazione sono caratterizzati dalla miscela di due flussi (Blast Furnace Gas, BFG e Basic Oxygen Furnace Gas, BOFG) la cui composizione è stata fornita direttamente dall'acciaieria individuata per la sperimentazione delle nuove tecnologie.

3.1.3. *Confini del sistema*

I confini del sistema includono tutti i processi volti al trattamento dei gas di scarico. In particolare, i confini del sistema dello Scenario 1 includono: per il sistema FReSMe 1, tutte le fasi di trattamento dei gas con produzione di metanolo e di energia elettrica; per il Reference case 1, la centrale a ciclo combinato che produce energia elettrica. Per quanto concerne lo Scenario 2, i confini del sistema comprendono, oltre a quanto descritto per lo Scenario 1, nel sistema FReSMe 2 anche il processo di stoccaggio della CO₂ in eccesso, e nel Reference case 2 l'operazione di cattura della CO₂ e il successivo stoccaggio.

Dai confini di entrambi gli scenari sono esclusi i processi di lavorazione dell'acciaieria.

Inoltre, osservando le Figure 2 e 3 si può comprendere che il sistema FReSMe non assolve solo la funzione di trattamento dei gas di scarico, ma anche quelle di produzione di metanolo (FReSMe 1 e FReSMe 2), produzione di ossigeno a opera del processo di elettrolisi (FReSMe 1) e produzione di energia elettrica mediante la centrale a ciclo combinato (FReSMe 1). Si tratta dunque di un sistema multifunzionale. Nel presente studio, l'approccio scelto per risolvere i casi di multi-funzionalità prevede l'espansione dei confini del sistema (EC-JRC 2010; Finnveden et al. 2009), includendo le produzioni evitate di metanolo (FReSMe 1 e FReSMe 2) nonché di ossigeno ed energia (FReSMe 1), mediante l'utilizzo di una tecnologia tradizionale.

In particolare, le tecnologie tradizionali considerate nella modellizzazione degli impatti evitati sono una centrale di produzione di metanolo da gas naturale, un sistema di frazionamento dell'aria e la produzione di energia elettrica rispecchiando il mix europeo. Oltre al sistema FReSMe, anche il Reference case 1 e il Reference case 2 risultano essere sistemi multi-funzionali in quanto, oltre a trattare i gas, producono energia elettrica. L'approccio utilizzato per la risoluzione di tali multi-funzionalità è il medesimo scelto per il sistema FReSMe: è stata quindi inclusa nei confini del sistema l'evitata produzione di energia elettrica modellizzata con il mix europeo.

3.1.4. **Categorie di impatto**

Le categorie di impatto scelte, con i relativi metodi di caratterizzazione e indicatori di impatto, sono quelle raccomandate dalla Guida sull'impronta ambientale dei prodotti (European Commission, 2013). Fa eccezione la categoria relativa al consumo di risorse idriche, per la quale verrà quantificato solo il consumo netto di acqua relativo all'intero ciclo di vita degli scenari, senza calcolare l'impatto associato a tale consumo. La scelta è dettata dal fatto che l'indicatore definito dalla Guida sull'impronta ambientale dei prodotti presenta, a oggi, alcuni problemi di implementazione nel software di LCA utilizzato in questa analisi, tale da non renderlo del tutto affidabile. Nell'analisi inoltre non verranno considerati, a causa della mancanza di dati primari, gli indicatori relativi all'uso di suolo e alle radiazioni ionizzanti dannose per la salute umana.

3.1.5. **Fonte dei dati**

I flussi di materia e di energia utilizzati nell'analisi LCA sono stati ottenuti sia da misurazioni puntuali, sia da stime effettuate dagli altri partners del progetto simulando il funzionamento delle tecnologie, sia dalla letteratura, in particolare per quanto concerne il Reference case 1 e il Reference case 2. Ove necessario si è inoltre ricorso all'utilizzo del database ecoinvent 3.5 (Inventories Swiss Centre for Life Cycle 2018). I dati utilizzati sono rappresentativi del contesto europeo.

3.2. **Modellizzazione degli scenari**

Nel presente paragrafo si descrive il funzionamento delle diverse componenti del sistema; tuttavia, per motivi di riservatezza, non è possibile riportare nel dettaglio i dati di inventario utilizzati. Il sistema analizzato è composto dalle seguenti unità:

- *Sorption Enhanced Water-Gas Shift (SEWGS)*: il sistema di cattura SEWGS è preceduto da un reattore di Water Gas Shift (WGS) che converte il contenuto di CO, presente nella miscela dei gas di scarico, in CO₂. La reazione avviene grazie all'aggiunta di vapore. Il flusso di gas in uscita dal WGS viene convogliato al SEWGS, dove avviene la cattura della CO₂ a opera del sorbente (idrotalcite). Dopo un certo tempo, il sorbente si satura ed è necessaria una fase di rigenerazione. Il vapore, utilizzato nel processo, viene fornito dalla centrale a ciclo combinato nel caso del sistema FReSMe 1, mentre nel FReSMe 2 viene prodotto in una caldaia.

- *Unità membrane*: si compone di due linee dedicate al trattamento del flusso di CO₂ catturata e al recupero di H₂. Entrambe le linee prevedono il trattamento dei gas al fine di eliminare il contenuto di H₂S presente, il processo avviene in due reattori con l'utilizzo di un catalizzatore a base di ferro. La linea dedicata al recupero di idrogeno si compone di cinque membrane poste in parallelo e due compressori. La linea per il trattamento della CO₂ catturata presenta, oltre alla sezione di rimozione del contenuto di H₂S, l'unità di compressione.

- *Produzione di metanolo*: la sezione dedicata alla produzione di metanolo è ancora in fase di sviluppo, per tale motivo non è possibile riportare informazioni precise a riguardo.

- *Processo di elettrolisi*: tale processo, presente solo nello Scenario 1, è necessario al soddisfacimento della domanda di idrogeno al fine di utilizzare tutto il quantitativo di CO₂ recuperato nel SEWGS per la produzione di metanolo. La produzione di H₂ avviene mediante il processo di elettrolisi in una cella a combustione alcalina. La cella si compone di due elettrodi immersi in una soluzione alcalina acquosa, idrossido di potassio (KOH), con concentrazione pari al 25% (Koj et al. 2017).

- *Centrale a ciclo combinato*: la centrale utilizzata nel presente studio si compone di due turbine a gas seguite da una caldaia a recupero e da una turbina a vapore. I gas di scarico dell'acciaieria, a seguito della miscelazione, vengono sottoposti a un processo di raffreddamento utilizzando uno scambiatore aria/aria e compressi al fine di eliminare il contenuto di acqua presente. Il ciclo combinato richiede inoltre, l'utilizzo di acqua per il funzionamento della turbina a vapore. La medesima configurazione della centrale viene utilizzata nel Reference case 1, nel Reference case 2 e nel sistema FReSMe 1. Nel Reference case 1 i gas emessi dalla centrale vengono rilasciati in ambiente; nel Reference case 2, i gas in uscita dalle due turbine a gas vengono invece in parte convogliati alla tecnologia di cattura della CO₂.

- *Tecnologia tradizionale per la cattura della CO₂*: nel Reference case 2, si considera il processo di cattura della CO₂ con applicazione della tecnologia di cattura a opera del sorbente MEA. La configurazione del sistema utilizzato rispecchia quella presente in commercio. Il sorbente viene rigenerato a ogni ciclo, richiedendo una continua aggiunta di vapore (Fadeyi et al. 2013). Durante il processo, è inoltre necessario l'utilizzo di soda caustica al fine di recuperare il quantitativo di monoetanolamina presente nei sali (Singh et al. 2011).

- *Produzione convenzionale di metanolo*: la centrale scelta per la produzione convenzionale di metanolo (da gas naturale) è caratterizzata da una produzione giornaliera di 2700 t. Il processo è stato descritto utilizzando i datasets già presenti nel database ecoinvent 3.5 (Inventories Swiss Centre for Life Cycle 2018).

- *Unità di frazionamento aria*: il sistema considerato, in cui il gas è sottoposto a un processo criogenico, è caratterizzato da una produzione pari a 80000 t di liquido annuo. In analogia al caso della produzione di metanolo, anche per la modellizzazione di tale unità, si è utilizzato il database ecoinvent 3.5 (Inventories Swiss Centre for Life Cycle 2018).

4. Conclusioni

Il presente studio ha lo scopo di valutare gli impatti ambientali derivanti dalle nuove tecnologie proposte nel progetto FReSMe. L'analisi ha innanzitutto richiesto una particolare attenzione per la scelta dell'unità funzionale, essendo possibili diverse opzioni a seconda di quale fosse l'obiettivo primario del progetto considerato. Il sistema FReSMe è a oggi in fase di ottimizzazione e l'analisi LCA sarà quindi ultimata a febbraio 2020, a seguito del completamento di tutte le tecnologie presenti.

I vantaggi ambientali attesi dall'introduzione del nuovo sistema risultano molteplici. In particolare, la produzione di metanolo tramite il recupero dei gas di scarico di acciaieria permette di far fronte alle problematiche legate all'utilizzo di combustibili fossili, evitando, inoltre, gli impatti associati alla produzione convenzionale a partire dal gas naturale, la cui estrazione, conversione e trasporto provoca l'80% del consumo energetico totale (Li et al., 2018).

Ai possibili benefici derivanti dalla produzione di metanolo si affiancano quelli dovuti all'introduzione dell'innovativa tecnologia di cattura SEWGS. Detta tecnologia è infatti

caratterizzata da un'efficienza più elevata rispetto alla tecnologia di cattura MEA che richiede anche un maggior consumo di energia termica (Gazzani et al., 2015).

Dalle prime analisi il sistema FReSMe si presenta dunque promettente per il raggiungimento degli obiettivi previsti dal quadro 2030 per il clima e l'energia. Tuttavia, non è attualmente possibile valutare l'intera fattibilità del sistema e i relativi potenziali impatti ambientali, che verranno analizzati a seguito del completamento dello sviluppo di tutte le nuove tecnologie presenti.

5. Bibliografia

Commissione Europea, 2017. Horizon 2020 – Work programme 2016-2017 - 10. “Secure, Clean and Efficient Energy” <http://ec.europa.eu/>

European Commission - Joint Research Centre (EC - JRC), 2010. ILCD Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.

European Commission, 2013. Recommendation 2013/179/EU of 9 April 2013 on the use of common methods to measure and communicate the life cycle environmental performance of products and organisations. Official Journal of the European Union L 124 - 4 May 2013.

Eurostat, Greenhouse Gas Emission Statistic - Emission Inventori, data accesso: febbraio 2019 https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Greenhouse_gas_emission_statistics.

Fadeyi, S, Hassan A. A, Abu-Zahra M R.M, 2013. Life Cycle Assessment of Natural Gas Combined Cycle Integrated with CO₂post Combustion Capture Using Chemical Solvent. *International Journal of Greenhouse Gas Control* 19: 441–52.

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): 1–21.

Gazzani M. Romani M. C., Manzolini G., 2015. CO₂ Capture in Integrated Steelworks by Commercial-Ready Technologies and SEWGS Process. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, vol. 41, Elsevier Ltd, pp. 249–67.

Inventories Swiss Centre for Life Cycle, 2018. Ecoinvent: The Life Cycle Inventory Data, Version 3.5.

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

ISO 14044, 2018. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Requirements and Guidelines.

Koj, J C, Wulf C, Schreiber A, Zapp P, 2017. Site-Dependent Environmental Impacts of Industrial Hydrogen Production by Alkaline water Electrolysis. *Energies* 10 (7).

Li, J, Ma X, Liu H, Zhang X, 2018. Life Cycle Assessment and Economic Analysis of Methanol Production from Coke Oven Gas Compared with Coal and Natural Gas Routes. *Journal of Cleaner Production*, vol. 185,.

Rockstrom, J., Gaffney, O., Rogelj, J., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Schellnhuber, H. J., 2017 A Roadmap for Rapid Decarbonization. Emissions Inevitably Approach Zero with a 'Carbon Law'. *Science*, vol. 355, pp. 1269–71.

Singh, B, Strømman H A, Hertwich E G. 2011. International Journal of Greenhouse Gas Control Comparative Life Cycle Environmental Assessment of CCS Technologies. *International Journal of Greenhouse Gas Control* 5 (4): 911–21.

Life cycle assessment approaches applied to energy modelling of urban building stocks: a literature review

Martina Ferrando¹, Monica Lavagna², Francesco Causone¹

¹Department of Energy, Politecnico di Milano, Via Lambruschini 4, Milano, Italy
email: martina.ferrando@polimi.it; francesco.causone@polimi.it

²Department of Architecture, Built environment and Construction engineering, Politecnico di Milano, Via Ponzio 31, Milano, Italy
email: monica.lavagna@polimi.it

Abstract

The buildings' sector is one of the major consumers of materials and energy in the world. Thus, the construction of more efficient buildings is a fundamental undertaking to reach a more sustainable future. The evaluation of energy demand during use is no more enough, urban policymakers and urban designers are asking for more broad evaluation scenarios for their aims. The life cycle assessment (LCA) approach coupled with the energy modelling of large building stocks could answer to this request. This paper analyses the main studies available in the literature that apply LCA to large building stocks. The research approach is usually performed in steps: the characterisation of the buildings, the energy modelling and the LCA study. In literature, very few studies performed a full LCA due to the high complexity considering large building stocks.

1. Introduction

In 2015, all 193 governments of the United Nations adopted the 2030 agenda for sustainable development comprehending its 17 Sustainable Development Goals (SDGs) (United Nations, 2015). Particularly, the SDG 11 “Sustainable cities and communities” emphasizes the importance of cities and in general, the settlements in which people live. According to the United Nations, from 2007, more than half of the world population is living in urban areas (around 55 %), and this percentage is foreseen to rise further (United Nations, 2018). Particularly, the building sector and its industry are great consumers in terms of energy and materials (Lotteau et al., 2015). By consequence, efficient buildings are fundamental to reach a more sustainable future maintaining high-quality life standards in cities. In this scenario, municipalities, mayors and cities councils are facing new challenges to improve sustainability in cities and need evaluation criteria and perspective, to establish the best solutions to decrease the overall environmental impacts (Mastrucci et al., 2017). The mere evaluation of energy demand during the use of buildings is no more enough. Nowadays, regulations (United Nations, 2015) and the scientific community ask to evaluate the implementation of different energy conservation measures, not only from the energy-efficiency point of view but considering a holistic approach, able to evaluate the real and complete environmental assessment of the proposed strategies. The Life Cycle Assessment (LCA) (ISO, 2006) approach may provide the answer to this request. The approaches employed in several studies found in the literature generally employ two steps to apply LCA to large building stocks. Firstly, the building stock is modelled, and the energy demand is assessed; secondly, the LCA is applied to the modelling inputs and outputs to assess the environmental impacts. This paper reviews the main studies available in the literature applying LCA to large building stocks (from neighbourhood to city scale). The results are summarized in Table 1 and explained in detail in the following sections.

Table 1: Review analysis results

Reference		Norman et al., 2006	Li and Wang, 2009	Heeren et al., 2013	Stephan et al., 2013	Riera Pérez and Rey, 2013	Davila and Reinhart, 2013	Nichols and Kockelman, 2014	Trigaux et al., 2014	Anderson et al., 2015	De Wolf et al., 2017	Trigaux et al., 2017	Lavagna et al., 2018	Zhan et al., 2018	Sartori and Calmon, 2019
Buil. Stock	Region	Toronto, CND	Beijing, RC	Zurich, CH	Melbourne, AUS	Lausanne, CH	Cambridge, USA	Austin, USA	Belgium	Munich, D	Kuwait city, KWT	Belgium	Europe	Guangzhou, RC	Vitória, BR
	Aggregation ¹	A	A	A	A	B	A	A	B	A	A	A	A	B	A
	Energy modelling ²	S-TD	S-TD	Pb-BU	Mixed statistical	T-TD	Pb-BU	T-TD	Pb-BU	Pb-BU	Pb-BU	Pb-BU	S-BU	T-TD	S-BU
Goal and Scope	Goal ³	1	1	2	2	1, 2	2	1	2	2	1, 2	1, 2	1	1	1, 2
	Functional Unit	inhabitant m ² /inhab	house	inhabitant	km ² of neigh, inhabitant	m ² of energy reference area	m ² floor area	inhabitant	m ² floor area	inhabitant	m ² floor area	euro/m ² total floor area	Inhabitant m ² floor area	m ² floor area	m ² floor area
	Service life	50 years	NA	100 years	50 years	NA	varying	-	60	-	50 years	60 years	100 years	70 years	50 years
	Boundaries ⁴	B, O, N, M	B, M	B	B, O, N, M	B, M	B	B, O, N, M	B, O	B, O, M	B	B, O	B	B	B
	LC Phases ⁵	P, U	P, U, R, E	U	P, C, U	P, C, U	P, U, R, E	P, U	P, U, R, E	P, U, R, E	P, C, U	P, C, U	P, C, U, R, E	P, C, U	P, U
Inventory	Production/ materials Foreground data	Economic input-output model	Survey, statistical method	Archetypes characteristics	Statistical national averages	Statistics on local/ national database	Archetypes characteristics	Statistics on aggregated regional data	Archetypes characteristics	Archetypes characteristics	Archetypes characteristics	Archetypes characteristics	Statistics on European database, archetypes	Statistics on regional/ national databases	Statistics on regional database
	Databases Background data	Averaged public data	Survey and statistics	Survey and statistics	Survey and statistics	Statistics on local/ national	Regional database	Statistics on regional data	Ecoinvent database	Ecoinvent, Okobu.dat	National inventories	Ecoinvent database	Ecoinvent database	Statistics on regional/ national databases	Statistics on regional database

						databas e									
	Buildings use	Nationa lly averag ed public dataset	Survey and statisti cs	Archetypes modelling + census data	Statistic al modellin g of archetyp es	Statistic s on local/ national databas e	Archetypes modelling	Statistics on regional data	Archetypes modelling	Archetypes modelling	Dynamic archetypes modelling	Archetypes modelling	Statistic s on Europea n databas es	Statistics on regional/nati onal databas es	Statistics on regional database
	Mobility	Local databa se	Survey , Statisti cal method	-	Regional average s	Statistic s on local data	-	Behaviou ral models + GIS based data	-	Surveys, statistics on regional database	-	-	-	-	-
	Impacts categories ⁶	PE, GWP	GWP, PH, AD, EU, others	PE, GWP	PE, GWP	PE, GWP	PE	PE	OD, PH, AD, EU, others	GWP	GWP	LU	all ILCD impacts	Energy consumption , GWP	Operatio nal Energy, CO ₂ emis
	Normalization/weig hting	-	✓	-	-	-	-	-	✓	✓	-	-	✓	-	-
		-	-	-	✓	-	-	✓	-	✓	✓	-	-	-	-

¹ A = Archetypes, B = Building-by-building; ² T-TD = Technical Top-Down, S-TD = Socio-econometric Top-Down, Pb-BU = Physics-based Bottom-Up, S-BU = Statistical Bottom-Up; ³ 1 = Evaluation of impacts at current state, 2 = Evaluation and comparison of future scenarios; ⁴ B = Buildings, O = Open spaces (places, streets, infrastructure), N = Energy Networks, M = Mobility; ⁵ P = Production, C = Construction, U = Use, R = Refurbishment, Maintenance, E = End-of-life; ⁶ GWP = Global Warming Potential, PE = Primary energy, PMF = Particle Matter Formation, PH = Photochemical Oxidation, AD = Abiotic depletion, EU = Eutrophication, LU = Land use

2. Building stock modelling methods

The aim of this step is the characterisation of the buildings in the large stock and its modelling to assess the energy use. This is a fundamental step to achieve reliable outputs from the LCA studies.

2.1. Building stock description methods

A fundamental and complex phase is the description of buildings at large-scale, called also building stock aggregation. Buildings need to be described starting from the individual stock features (building fabric, systems, usage patterns, etc.). This description relies on the availability of data, such as geographic information system (GIS), census data, building databases, etc. Buildings can be characterized by *archetypes* or with *building-by-building* methods. The *archetypes* method is used to create some “typical buildings” (from few to some thousands) that are able to well-characterize the entire building stock. Some up-scaling factors are then used to extrapolate results for all the building stock. The number of archetypes should be assessed considering the proper trade-off between simplification and representativeness (Lavagna et al. 2018). At smaller scales (neighbourhood or district), the number of archetypes is usually small due to a relative homogeneity. On the other hand, considering city scale (or regional, national), a higher number of archetypes is required to consider different building typologies, construction characteristics and climatic zones (Mastrucci et al., 2017). In the second method, *building-by-building*, each building is characterized individually based on real case studies, selected for their representativeness. The whole building stock may be evaluated by direct aggregation (summing-up) of results of individual buildings.

2.2. Energy modelling methods

The building stock energy modelling methods can be divided into two main approaches (Swan and Ugursal, 2009): *top-down* and *bottom-up*. *Top-down* models estimate the energy consumption of buildings from agglomerated data on large-scale. Usually, they do not need detailed data of the buildings, because they are able to (mainly statistically) estimate long-term relationships among the energy use of an urban area and some drivers. The typology of these drivers brings to a further differentiation among *top-down* models. They can be subdivided in *socio-econometric* (van Vuuren et al., 2009), *technical* (Norman et al., 2006) and *physical models* (Zhang, 2004). On the other hand, the *bottom-up* approaches combine the calculation of individual buildings (or small groups of buildings) to describe the city or the region. *Bottom-up* models deal with single buildings and individual end-users. Energy consumption is calculated at a single building scale and then aggregated at different levels, considering an integrated framework. Among this typology of models, a further differentiation is possible, between *statistical* and *physics-based* models. The *statistical* (or *data-driven*) models use data mining and machine learning techniques to assess the energy demand of buildings (Mastrucci et al., 2014). The *physics-based* (or *engineering*) models deal with detailed modelling and simulation techniques derived by building energy modelling (Stephan et al., 2013; Fonseca et al., 2016)).

3. Life Cycle Assessment

The description and the energy modelling of the buildings give the energy employed in the use-phase and the characteristics of each building (e.g., building fabric) as an outcome. The second step, associates and combines these results to perform an LCA study. In this section, the methodologies available in the literature to perform the four steps of LCA for large building stocks are analysed.

3.1. Goal definition and scopes

The main goal of LCA applied to large-scale building stock is the assessment of sustainability considering a life-cycle approach to support urban planning and policy-making by decision-support and eco-design. Usually, decision-support studies are conducted at an early stage of design (Riera Pérez and Rey, 2013), while, eco-design studies deal mainly with evaluation scenarios in terms of buildings and spaces features (Stephan et al., 2013). Two main streams of investigations are identified: evaluation of the impacts at the current state and of future scenarios. The choice of the Functional Unit (FU) is quite heterogeneous on LCA studies regarding large building stocks, depending on the objectives to reach. A vast typology of FUs are used (e.g., absolute, spatial or per capita), however, in some studies, the FU is not explicitly defined. Many authors use as FU the heated or living floor area (Trigaux et al., 2014; Sartori and Calmon, 2019), to make direct comparisons among different building stocks. Per inhabitant or per person FUs are also widely used (Heeren et al., 2013) to compare different life cycle stages and sectors. Absolute FUs are also adopted (Saner et al., 2013) however, the derived comparisons could be misleading considering that researchers studied different large areas that are largely heterogeneous (their density ranges from 370 inhabitants/m² (Nichols and Kockelman, 2014) to 34,400 inhabitants/m² (Li and Wang, 2009)). Sometimes a combination of different FUs is used (Norman et al., 2006). The service life of buildings is fundamental to assess the building life cycle, and also for this, heterogeneous approaches are used. Some authors assign fixed service life to buildings. For new buildings, a typical value is from 50 to 100 years (Norman et al., 2006; Stephan et al., 2013), while for existing buildings is usually set a residual life varying from 35 to 50 years.

The LCA model of a large-scale urban area is complex and thus the definition of the scope. Two main aspects have to be taken into account in this step: the boundaries and life cycle phases to consider. In fact, a large heterogeneity is reported in the studies, depending on the specific goal. Four main fields of the built environment are indicated: buildings, open spaces, energy networks and mobility (Lotteau et al., 2015). Just very few studies consider all the four aspects (Stephan et al., 2013; Nichols and Kockelman, 2014; Norman et al., 2006) while others consider only buildings (Davila and Reinhart, 2013) and others neglect mobility. The possible life cycle phases to consider are production (extraction and manufacturing), construction (transport and actual construction), use (actual use and maintenance) and end-of-life (deconstruction, transport and disposal or recycling). The production and use phases are considered in almost all the studies because they are strictly connected with the building stock modelling step (exceptions are addressed in Table 1). Also, few studies consider the end-of-life phase (Anderson et al., 2015). This differentiation is mainly due to the final aim of the study, some authors are focused on the end-of-life of building stocks (Mastrucci et al., 2017), while others are more focused on the comparison of different energy conservation measures in the building stock (Norman et al., 2006).

3.2. Inventory

The inventory step regards the collection of inputs and outputs of materials and energy within the boundary of the considered system. A distinction must be done between foreground and background data (EC JRC, 2010), respectively what is and what is not in the control of who is performing the LCA (Mastrucci et al., 2017). The foreground data consists of materials and construction data, building operation data, end of life data and mobility data. The materials and construction are usually derived from local GIS datasets, building registers, statistical data, real estate market databases, national building libraries, surveys, guidelines and case studies. These data can be also directly taken by the process of the description of the building stock. The operation data are then derived from the energy modelling step, if the modelling does not include all the needed output (e.g., water usage,

waste production) some integrations with average statistical data can be performed (Nichols and Kockelman, 2015). The end-of-life data is usually derived from the used materials in the construction phase but more often average data from the available databases are employed. The mobility data are derived from regional or national averages (Norman et al., 2006) or from the normative method (Riera Pérez and Rey, 2013). The background data (e.g., extraction of raw materials for building components and transport, production of electricity, etc) are usually derived from process-based LCA databases (Ecoinvent, Gabi), and the average energy mixes are employed.

3.3. Impact assessment

In LCA studies on large building stock, the mid-point impact assessment method is the most used. In particular, Global Warming Potential and Primary Energy are chosen because they are the two key drivers for policymaking in the built environment. Very few studies considered also other categories, such as the Particulate Matter Formation (Saner et al., 2014), abiotic depletion potential (Li and Wang, 2009) or land use (Trigaux et al., 2017). The use of a few indicators may lead to the definition of policies that determine the burden-shifting among different impact categories. The optional elements of normalization and weighting are not usually used in the type of studies under review (exceptions are (Wang and Li, 2015; Trigaux et al., 2014; Anderson et al., 2015; Lavagna et al., 2018)).

3.4. Interpretation

During the interpretation phase, the results are checked and summarized to provide recommendations regarding the goal and scope of the study. The common steps are contribution analysis, uncertainty and sensitivity analysis and spatial visualization of the results. Most of the authors performed the contribution analysis to assess which are the most impactful phases of the system. Generally, almost all agree that production and use phases are the most impactful compared to other phases. Just a few authors (as reported in Table 1) performed a proper uncertainty or sensitivity analysis due to the complexity of run simulations on large-scale and applied LCA to such heterogeneous systems. Finally, the visualization of results is usually GIS-based, providing maps and 3D visuals that are effective and explicit. This is fundamental to achieve good communication with stakeholders and policymakers.

4. Limitations and conclusions

This paper reviews the scientific literature that deals with the LCA studies of large building stocks, trying to retrace the methodologies employed in the literature. To achieve trustworthy results, a modelling of the building stock is followed by an LCA study. The use of a not reliable building stock modelling method could result in unrealistic conclusions. Especially the employed description method can bring to large differences in the final accuracy of the results. Thus, this first phase is fundamental to achieve solid results because the inventory and energy modelling depend strongly on it. Besides the limitations of these methods, it is fundamental to study new approaches to implement LCA studies on large building stocks modelling. Considering only the use phase is relatively simple, however, it is a very limited approach that does not give an answer to policymakers and designers that ask to evaluate the implementation of different energy conservation measures. In addition to the consideration of more Life-Cycle phases, it is important to reach a more holistic approach considering more Boundaries of cities (such as open spaces, energy networks and mobility). Lastly, to boost comparisons between studies, a more structured method should be

proposed together with a common nomenclature to follow. Nowadays, the lack of a common approach is the main obstacle to the development of such methodologies.

5. References

- Anderson, John E., Gebhard Wulforst, and Werner Lang. 2015. "Expanding the Use of Life-Cycle Assessment to Capture Induced Impacts in the Built Environment." *Building and Environment* 94: 403–16. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.08.008>.
- Davila, Carlos Cerezo, and Christoph Reinhart. 2013. "Urban Energy Lifecycle: An Analytical Framework To Evaluate the Embodied Energy Use of Urban Developments." *13th Conference of International Building Performance Simulation Association (BS2013)*, 1280–87. http://www.ibpsa.org/proceedings/bs2013/p_1351.pdf.
- Fonseca, Jimeno A., Thuy An Nguyen, Arno Schlueter, and François Marechal. 2016. "City Energy Analyst (CEA): Integrated Framework for Analysis and Optimization of Building Energy Systems in Neighborhoods and City Districts." *Energy and Buildings* 113: 202–26. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2015.11.055>.
- Heeren, Niko, Martin Jakob, Gregor Martius, Nadja Gross, and Holger Wallbaum. 2013. "A Component Based Bottom-up Building Stock Model for Comprehensive Environmental Impact Assessment and Target Control." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 20: 45–56. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.11.064>.
- Herfray, Gregory, and Bruno Peuportier. 2010. "Life Cycle Assessment Applied to Urban Settlements." *SB10 Mad*, 1–11. http://www.sb10mad.com/%5Cnhttp://circe.cps.unizar.es/enslic/texto/scientific_5.pdf.
- ISO. 2006. "ISO 14040: 2006 - Environmental Management: Life Cycle Assessment - Principles and Framework."
- Lavagna, Monica, Catia Baldassarri, Andrea Campioli, Serena Giorgi, Anna Dalla Valle, Valentina Castellani, and Serenella Sala. 2018. "Benchmarks for Environmental Impact of Housing in Europe: Definition of Archetypes and LCA of the Residential Building Stock." *Building and Environment* 145 (September): 260–75. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.09.008>.
- Li, Dong, and Rusong Wang. 2009. "Hybrid Emergy-LCA (HEML) Based Metabolic Evaluation of Urban Residential Areas: The Case of Beijing, China." *Ecological Complexity* 6 (4): 484–93. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2009.09.002>.
- Lotteau, Marc, Philippe Loubet, Maxime Pousse, Emmanuel Dufrasnes, and Guido Sonnemann. 2015. "Critical Review of Life Cycle Assessment (LCA) for the Built Environment at the Neighborhood Scale." *Building and Environment* 93 (P2): 165–78. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.06.029>.
- Lotteau, Marc, Grace Yopez-Salmon, and Nicolas Salmon. 2015. "Environmental Assessment of Sustainable Neighborhood Projects through NEST, a Decision Support Tool for Early Stage Urban Planning." *Procedia Engineering* 115 (2009): 69–76. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.07.356>.
- Mastrucci, Alessio, Olivier Baume, Francesca Stazi, and Ulrich Leopold. 2014. "Estimating Energy Savings for the Residential Building Stock of an Entire City: A GIS-Based Statistical Downscaling Approach Applied to Rotterdam." *Energy and Buildings* 75: 358–67. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2014.02.032>.
- Mastrucci, Alessio, Antonino Marvuglia, Ulrich Leopold, and Enrico Benetto. 2017. "Life Cycle Assessment of Building Stocks from Urban to Transnational Scales: A Review." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 74 (December 2016): 316–32. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.02.060>.
- Mastrucci, Alessio, Antonino Marvuglia, Emil Popovici, Ulrich Leopold, and Enrico Benetto. 2017. "Geospatial Characterization of Building Material Stocks for the Life Cycle Assessment of End-of-Life Scenarios at the Urban Scale." *Resources, Conservation and Recycling* 123: 54–66. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.07.003>.
- Nichols, Brice G., and Kara Kockelman. 2015. "Urban Form and Life-Cycle Energy Consumption: Case Studies at the City Scale." *Journal of Transport and Land Use*, no. May. <https://doi.org/10.5198/jtlu.2015.598>.
- Nichols, Brice G., and Kara M. Kockelman. 2014. "Life-Cycle Energy Implications of Different Residential Settings: Recognizing Buildings, Travel, and Public Infrastructure." *Energy Policy* 68: 232–42. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.12.062>.
- Norman, Jonathan, Heather L. MacLean, and Christopher A. Kennedy. 2006. "Comparing High and Low Residential Density: Life-Cycle Analysis of Energy Use and Greenhouse Gas Emissions." *Journal of Urban Planning and Development* 132 (1): 10–21. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9488\(2006\)132:1\(10\)](https://doi.org/10.1061/(asce)0733-9488(2006)132:1(10)).
- Riera Pérez, Maria Gracia, and Emmanuel Rey. 2013. "A Multi-Criteria Approach to Compare Urban Renewal

- Scenarios for an Existing Neighborhood. Case Study in Lausanne (Switzerland)." *Building and Environment* 65: 58–70. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.03.017>.
- Saner, Dominik, Niko Heeren, Boris Jäggi, Rashid A Waraich, and Stefanie Hellweg. 2013. "Housing and Mobility Demands of Individual Households and Their Life Cycle Assessment." *Environmental Science & Technology* 47 (11): 5988–97. <https://doi.org/10.1021/es304084p>.
- Saner, Dominik, Carl Vadenbo, Bernhard Steubing, and Stefanie Hellweg. 2014. "Regionalized LCA-Based Optimization of Building Energy Supply: Method and Case Study for a Swiss Municipality." *Environmental Science & Technology* 48 (13): 7651–59. <https://doi.org/10.1021/es500151q>.
- Sartori, Thais, and João Luiz Calmon. 2019. "Analysis of the Impacts of Retrofit Actions on the Life Cycle Energy Consumption of Typical Neighbourhood Dwellings." *Journal of Building Engineering* 21 (May 2018): 158–72. <https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2018.10.009>.
- Stephan, André, Robert H. Crawford, and Kristel de Myttenaere. 2013. "Multi-Scale Life Cycle Energy Analysis of a Low-Density Suburban Neighbourhood in Melbourne, Australia." *Building and Environment* 68: 35–49. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.06.003>.
- Swan, Lukas G., and V. Ismet Ugursal. 2009. "Modeling of End-Use Energy Consumption in the Residential Sector: A Review of Modeling Techniques." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 13 (8): 1819–35. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2008.09.033>.
- Trigaux, D., K. Allacker, and F. De Troyer. 2014. "Model for the Environmental Impact Assessment of Neighbourhoods." *WIT Transactions on Ecology and the Environment* 181: 103–14. <https://doi.org/10.2495/EID140091>.
- . 2017. "Life Cycle Assessment of Land Use in Neighborhoods." *Procedia Environmental Sciences* 38: 595–602. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2017.03.133>.
- United Nations. 2015. "About the Sustainable Development Goals - United Nations Sustainable Development." 2015. <https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals/>.
- . 2018. "World Urbanization Prospects - Population Division - United Nations." 2018. <https://population.un.org/wup/DataQuery/>.
- Vuuren, Detlef P. van, Monique Hoogwijk, Terry Barker, Keywan Riahi, Stefan Boeters, Jean Chateau, Serban Scriciu, et al. 2009. "Comparison of Top-down and Bottom-up Estimates of Sectoral and Regional Greenhouse Gas Emission Reduction Potentials." *Energy Policy* 37 (12): 5125–39. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.07.024>.
- Wang, Shang, and Yuguo Li. 2015. "Suitability of Acrylic and Copper Globe Thermometers for Diurnal Outdoor Settings." *Building and Environment* 89: 279–94. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.03.002>.
- Zhang, Qingyuan. 2004. "Residential Energy Consumption in China and Its Comparison with Japan, Canada, and USA." *Energy and Buildings* 36 (12): 1217–25. <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2003.08.002>.

Il ciclo antropogenico dell'eurolio e la domanda di risorse critiche nel settore dell'illuminazione

Luca Ciacci, Ivano Vassura, Fabrizio Passarini

Alma Mater Studiorum-University of Bologna, Department of Industrial Chemistry "Toso Montanari"

40126 – Bologna, Italy

Email: luca.ciacci5@unibo.it

Abstract

I sistemi di illuminazione ad alta efficienza come lampade a fluorescenza e light-emitting diodes sono tra le misure di contrasto al cambiamento climatico, ma hanno vincolato lo sviluppo tecnologico su risorse ritenute "critiche" come ad esempio le terre rare. Tra queste, l'eurolio ha scandito gli avanzamenti tecnologici nel settore dell'illuminazione per l'uso come fosfore. Il riciclo a fine vita dell'eurolio, oggi inesistente, permetterebbe di garantire l'accesso a risorse essenziali per l'industria europea e di ridurre l'impatto ambientale associato alla produzione da fonti primarie. La relazione tra domanda e approvvigionamento di eurolio in EU-28, consumo di energia e contrasto al cambiamento climatico sono state esplorate combinando Life Cycle Assessment e un modello di analisi dei flussi di materia (Material Flow Analysis).

1. Introduzione

La ricerca di sistemi di illuminazione ad alta efficienza è tra le misure di contrasto al cambiamento climatico adottate dall'Unione Europea (European Commission, 2011; Bertoldi, 2017). Tuttavia, se da un lato lampade a fluorescenza e *light-emitting diodes* (LED) hanno ridotto la domanda di energia per l'illuminazione, dall'altro hanno vincolato lo sviluppo su metalli come le terre rare, ritenute "critiche" (European Commission, 2017) per l'elevato rischio di approvvigionamento dovuto alla scarsità di depositi naturali e una produzione interconnessa.

La presenza delle terre rare, assenti nelle lampade tradizionali, è necessaria sia nei sistemi a fluorescenza sia nei LED, tuttavia con concentrazioni diverse. Nelle lampade fluorescenti, le terre rare sono depositate sul vetro per convertire la radiazione UV prodotta dall'interazione tra il mercurio e gli elettroni in radiazione luminosa. Nei LED, i fosfori sono presenti nell'ordine di qualche microgrammo nei chip. Tra le terre rare, l'eurolio è un costituente fondamentale per il blu, il rosso e i LED bianchi di nuova generazione.

La definizione di strategie per una gestione sostenibile delle risorse passa attraverso una identificazione e quantificazione dei flussi generati a fine vita e fruibili per un riciclo. Questa informazione è raramente accessibile, ma può essere stimata attraverso un approccio *life cycle thinking*.

Il riciclo a fine vita dell'eurolio, oggi inesistente, permetterebbe di garantire l'accesso a risorse essenziali per l'industria europea e di ridurre l'impatto ambientale associato alla produzione da fonti primarie. Queste potenzialità sono state esplorate combinando *life cycle assessment* (LCA) e un modello di analisi dei flussi di materia (*material flow analysis*, MFA). Una descrizione estesa della metodologia e dei risultati ottenuti è riportata in una precedente pubblicazione a cura degli stessi autori (Ciacci et al., 2018).

2. Metodologia

2.1. *Material flow analysis*

Un modello MFA è stato creato per l'analisi quantitativa di flussi e riserve di eurolio in Europa (EU-28). Il ciclo antropogenico dell'eurolio è stato suddiviso nelle principali fasi del ciclo di vita comprendenti estrazione mineraria, raffinazione, produzione di semi-lavorati,

manifattura di prodotti finiti, uso e gestione a fine vita. L'analisi di flussi e riserve di europio è stata estesa dal 1990 al 2016. Una descrizione dettagliata della metodologia applicata è riportata in (Ciacci et al., 2017).

L'analisi del ciclo antropogenico di un materiale richiede un'estesa raccolta ed elaborazione dati per individuare le *commodities* che contengono il materiale di interesse e stimarne il contenuto in massa metallica equivalente. Per la compilazione del dataset iniziale in input al modello MFA per l'europio in EU-28 l'informazione è stata ricavata da diverse fonti di letteratura, che includono statistiche di produzione e commercio (Eurostat, 2019), pubblicazioni scientifiche (Guyonnet et al., 2015; Rollat et al., 2016; Binnemans et al., 2013), analisi di mercato (Roskill, 2016). Flussi e riserve mancanti sono stati stimati applicando sistematicamente il principio di conservazione della massa.

La selezione di prodotti contenenti europio è stata aggregata in 7 settori di applicazione: trasporti, TV e monitor, schermi piatti, prodotti di elettronica, prodotti per l'illuminazione, lampade fluorescenti e lampade a LED.

Il flusso annuale immesso a consumo (o "consumo apparente") costituisce l'input al modello dinamico per la stima dell'accumulo dell'europio nella riserva in uso. In dettaglio, dato il flusso di europio annuale entrante nella fase d'uso e il tempo di residenza di ciascun prodotto, modellato attraverso l'impiego di distribuzioni statistiche (Ciacci et al., 2018), sono stati simulati l'accumulo di europio nella riserva in uso e il flusso di europio generato a fine vita nell'arco temporale indagato. La riserva in uso costituisce una fonte potenziale di europio secondario e la misura in cui un miglioramento del recupero e riciclo dell'europio secondario potrebbe ridurre i consumi energetici e le emissioni di gas climalteranti è stata esplorata applicando l'analisi LCA ai risultati del modello MFA.

2.2. *Life cycle assessment*

Per la stima dei benefici ambientali associati alla riserva in uso di europio sono stati definiti due processi sulla base di inventari esistenti e stime con esperti.

Il processo Ecoinvent "*disposal, fluorescent lamps*" (Classen et al., 2009) modella il trattamento e lo smaltimento delle lampade fluorescenti a fine vita. L'inventario include smontaggio, taglio, soffiaggio e successivo trattamento in uscita dell'aria impiegata per la rimozione della polvere fluorescente contenute europio depositata sulla superficie vetrosa delle lampade. Il processo Ecoinvent è di tipo *multi-output* e racchiude diversi co-prodotti, rispettivamente "*disposal, fluorescent lamps*", "*mercury, from fluorescent lamp treatment, at plant*", "*glass cullet, from fluorescent lamp treatment, at plant*", "*rare-earth activated phosphors, from fluorescent lamp treatment, at plant*" e "*secondary metals, from fluorescent lamp treatment, at plant*".

Di default, il 100% degli impatti ambientali è attribuito al processo di smaltimento. Tuttavia, solo gli impatti associabili all'europio sono di interesse nello studio, rendendo necessaria un'allocazione degli impatti. Poiché europio e le altre terre rare sono contenute in piccole quantità nelle lampade fluorescenti, un'allocazione economica è stata preferita ad una allocazione in massa per l'attribuzione dei carichi ambientali ai diversi output del processo. L'energia richiesta per la manifattura di prodotti elettronici è spesso correlata al costo più che al peso del prodotto stesso (Ardente et al., 2012). Il prezzo di mercato dei singoli materiali è stato quindi utilizzato come parametro economico per l'allocazione. Vetro, alluminio, e le terre rare usati come fosfori sono gli unici co-prodotti di valore del processo di trattamento e recupero.

Il processo Ecoinvent “*disposal, fluorescent lamps*” si limita, come detto, ai soli input di energia e materia per il trattamento e smaltimento delle lampade. A nostra conoscenza, nessun database fornisce una stima dei consumi energetici necessari per la successiva separazione e purificazione dell'eurobio dagli altri fosfori. L'unico studio riportato in letteratura che applica l'analisi LCA al recupero dell'eurobio dai fosfori modella processi di laboratorio, che solitamente sono più intensivi, in termini di materia ed energia, rispetto a processi ottimizzati su scala industriale.

In questo senso, l'unico processo testato su scala industriale per il recupero dei fosfori da lampade fluorescenti è il *Solvay Loop Life Project* (Solvay S.A., 2014). Il processo applica una serie di attacchi chimico-fisici ed estrazioni solido-liquido per separare e concentrare i singoli fosfori. Seguono poi trattamenti termici, filtrazioni, lavaggi, attacchi acidi, precipitazioni e calcinazioni per il riciclo delle terre rare. Un'indagine con esperti (Rollat, 2018) ha permesso di stimare in 50-100 kWh/kg Eu il range plausibile di consumo di energia elettrica per il recupero e riciclo dell'eurobio su scala industriale dalla polvere contenente fosfori. L'inventario è una semplificazione del processo reale dal momento che assume efficienze di recupero per le diverse terre rare ed esclude eventuali consumi di energia per l'impiego di solventi e infrastrutture. Infine, applicando i fattori di emissione associati al mix di produzione di energia elettrica in Europa, sono state calcolate le emissioni GHG attribuibili al processo di recupero e riciclo dell'eurobio.

3. Risultati

L'estrazione di terre rare è inesistente in EU-28 determinando l'intero approvvigionamento di eurobio dall'estero. Sebbene la capacità di raffinazione delle terre rare e produzione di fosfori esista in Europa, la regione copre meno del 5% della produzione mondiale.

La retrospettiva sull'eurobio proposta in questo studio ha mostrato come le proprietà dell'eurobio siano state fondamentali nello scandire i progressi tecnologici nel settore dell'illuminazione. Ad esempio, televisori e schermi a colori sono stati possibili grazie all'uso dell'eurobio dal momento che, fino a quel momento, non erano disponibili fosfori per il colore rosso. Poi, le lampade a fluorescenza hanno portato ad una rivoluzione nell'illuminazione efficiente. Sebbene inventate negli anni '70, l'adozione su larga scala è avvenuta solo a partire dagli anni '90. Nell'arco temporale analizzato, il consumo apparente di eurobio è aumentato da circa 10 t Eu a 60 t Eu negli anni 2000 per effetto delle politiche di contrasto al cambiamento climatico. Oggi, il progresso verso sistemi più efficienti richiede una transizione da lampade a fluorescenza a sistemi a LED. L'eliminazione di prodotti contenenti mercurio aggiunge una motivazione primaria a supporto di questa transizione.

Il modello MFA dinamico ha permesso di stimare l'accumulo di eurobio nella riserva in uso (330 t Eu) e il flusso annuale generato a fine vita, pari a circa 47 t Eu/anno (Figura 1). Applicando le efficienze di raccolta a fine vita per tipologia di prodotto, si è stimato che circa 20 t Eu siano recuperate da lampade fluorescenti a fine vita. Tuttavia, l'assenza di procedure di riciclo per l'eurobio ha portato alla perdita di questo elemento attraverso lo smaltimento o la dispersione in altri cicli di materia (e.g., ferro e acciaio) come impurezza.

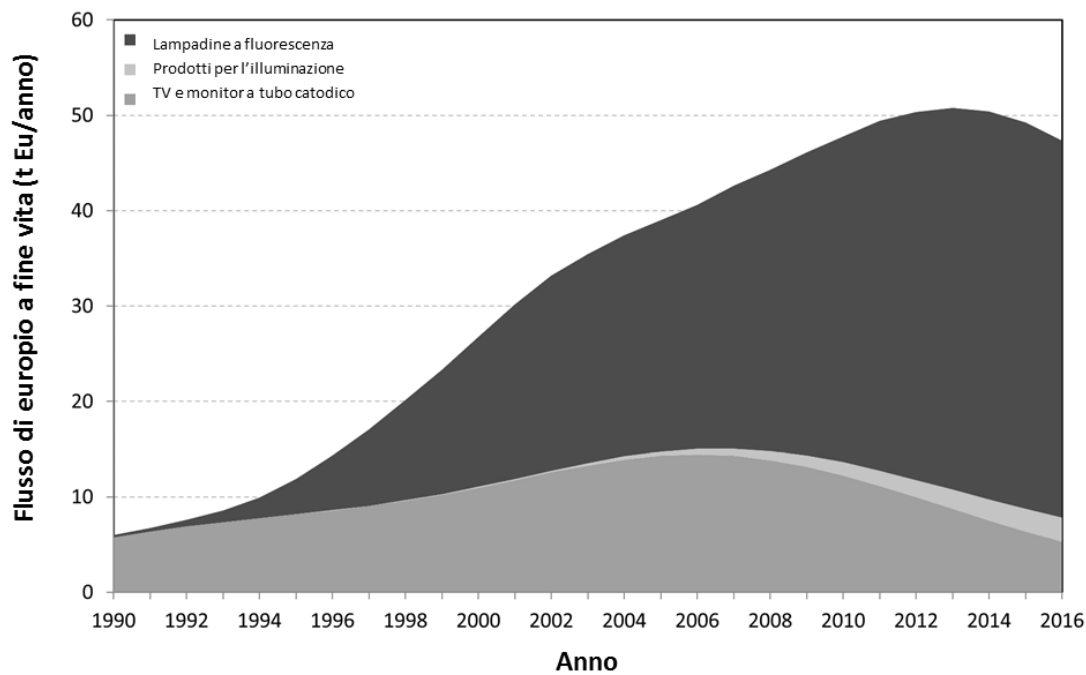


Figura 1: Flussi di europio generati a fine vita dai principali settori di applicazione. Valori in tonnellate di europio (t Eu). Fonte: Ciacci et al. (2018)

L'adozione di modelli di economia circolare da parte della Comunità Europea (European Commission, 2015) include la chiusura dei cicli di materia e la definizione di condizioni essenziali per il recupero e il riciclo. In questo senso, le lampade a fluorescenza costituiscono l'applicazione con le maggiori potenzialità di recupero per quantità di europio contenuta. La ricerca di processi per il recupero e il riciclo delle terre rare da fosfori esausti è continua e potrebbe influire sulle dinamiche future di domanda-offerta di europio. In una prospettiva di economia circolare, un'efficienza di riciclo a fine vita del 30%, la quantità di europio potenzialmente riciclabile da lampade a fluorescenza approssimerebbe l'intero flusso di europio immesso a consumo ai livelli del 2016. Pertanto, anche modesti miglioramenti nell'efficienza di riciclo a fine vita dell'eurobio permetterebbero di coprire una frazione considerevole della domanda di europio mediante fonti secondarie.

Oltre a preservare le risorse naturali, il riciclo dell'eurobio permetterebbe di ridurre l'impatto ambientale associato alla produzione primaria. L'analisi LCA applicata al flusso annuale di europio generato a fine vita ha permesso di stimare la riduzione dei consumi energetici e delle emissioni GHG in 275 TJ e 14 ktCO_{2eq} rispetto alla produzione primaria (Figura 2). Sebbene una tale riduzione di emissioni GHG sia probabilmente marginale rispetto allo sforzo richiesto per contenere il cambiamento climatico, è interessante notare che circa il 40% delle emissioni climalteranti totali associate al mancato recupero delle terre rare dai fosfori esausti è attribuibile all'eurobio (Ciacci et al., 2016).

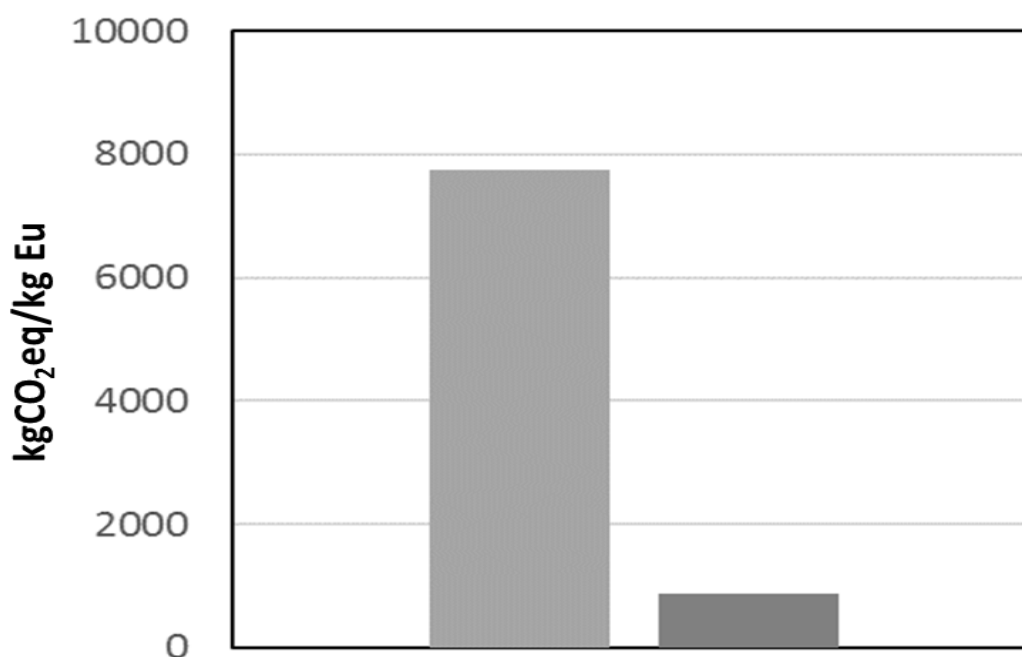


Figura 2: Emissioni di gas climalteranti (CO₂-eq) associate alla produzione di 1 kg Eu da fonti primarie (a sinistra) e fonti secondarie (a destra). Fonte: Ciacci et al. (2018)

Tuttavia, sebbene esistano margini per aumentare la produzione primaria di terre rare in Europa (Rollat et al., 2016), i risultati di questo studio dimostrano che l'attuale capacità manifatturiera di prodotti come LED e lampade a fluorescenza e prodotti di elettronica avvenga principalmente in Asia, vincolando gli Stati Membri dell'Unione Europea ad importare prodotti finiti. Pertanto, anche il raggiungimento di un recupero e riciclo "perfetto" dell'eurobio a fine vita senza un'adeguata espansione della capacità manifatturiera domestica potrebbe risultare solo in un aumento dell'esportazione di forme secondarie di eurobio, senza alcuna riduzione nella dipendenza dalle importazioni di materiali critici per l'EU-28.

Rispetto al flusso annuale immesso a consumo, le riserve in uso di materia sono indicatori migliori per descrivere la funzione di un prodotto o il servizio ai consumatori. In Figura 3 è mostrato il consumo di energia elettrica per uso residenziale rispetto all'accumulo di eurobio nelle riserve in uso. In generale, il consumo di energia è aumentato fino a quando le lampade a fluorescenza hanno sostituito quelle a incandescenza. Al raggiungimento di una saturazione del mercato, la domanda di energia ha cominciato a diminuire. In anni recenti, l'adozione di sistemi a LED a discapito delle lampade a fluorescenza, ha determinato una riduzione della riserva in uso di eurobio, ma non nel consumo apparente di energia per usi domestici. A seconda di quanto velocemente i sistemi a LED verranno adottati, gli effetti di una dematerializzazione, ovvero progresso nell'efficienza energetica e riduzione della domanda di eurobio, potranno essere massimizzati.

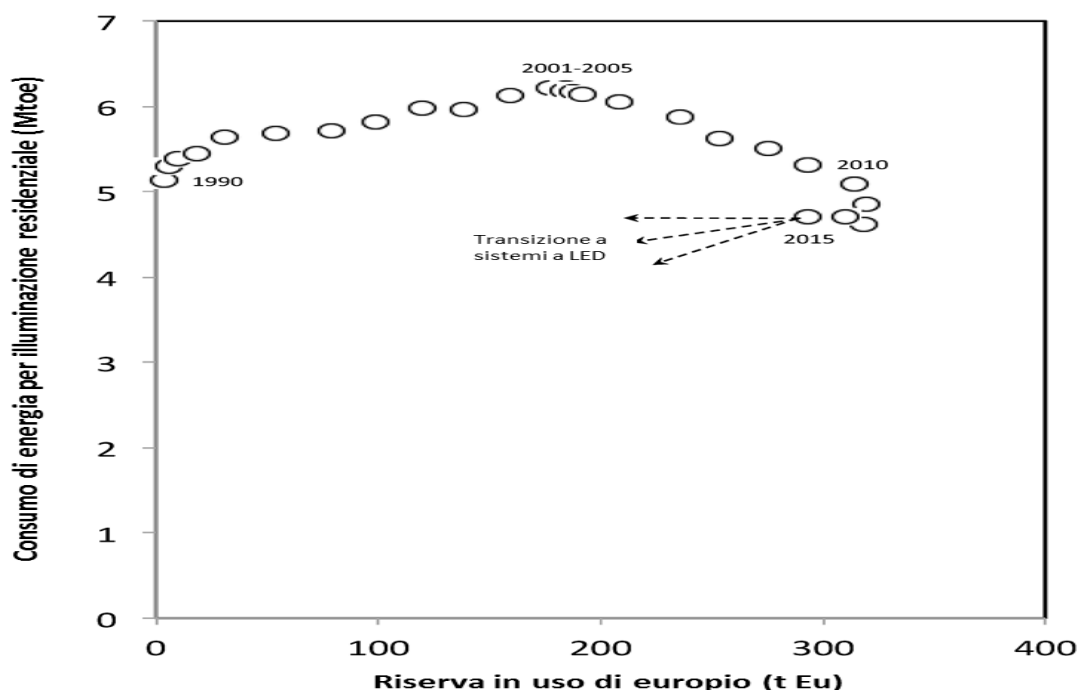


Figura 3: Consumi energetici per l'illuminazione domestica e riserva in uso di europio contenuto nelle lampade ad alta efficienza (lampade fluorescenti e sistemi a LED). Mtoe = milioni di tonnellate di petrolio equivalente (million tons of oil equivalent). Fonte: Ciacci et al. (2018)

4. Conclusioni

La sostituzione di lampadine a incandescenza con lampade a fluorescenza e sistemi a LED ha ridotto il consumo di energia per l'illuminazione e, insieme a questa transizione di prodotto, la retrospettiva sull'uso dell'eurobio come fosfore ha dimostrato come questo elemento sia un indicatore del progresso nella ricerca di materiali innovativi e di un continuo miglioramento delle efficienze energetiche nel settore dell'illuminazione. Sebbene il recupero dell'eurobio da lampade a fluorescenza potrebbe coprire una parte considerevole della domanda e di conseguire benefici ambientali, la creazione di un'industria europea per il riciclo dell'eurobio rimane ostacolata da un recupero non esistente e da cause economiche.

I sistemi a LED hanno portato ad una riduzione del 50% della domanda di eurobio negli ultimi anni. Mentre la produzione di eurobio continuerà negli anni a venire per via della produzione interconnessa delle terre rare, questa potenziale sovrapproduzione di eurobio primario potrebbe ridurre le possibilità di sfruttare i flussi secondari a meno di incentivi economici a favore di pratiche di riciclo e nuovi mercati di applicazione. Ad oggi, tuttavia, una ripresa della domanda di eurobio e dei suoi prezzi di mercato appare improbabile cosicché le fonti primarie potrebbero rimanere tecnicamente ed economicamente preferibili al riciclo per l'approvvigionamento di fosfori a base di eurobio per i futuri sistemi di illuminazione.

5. Bibliografia

- Ardente, F., Cellura, M., 2012. Economic allocation in life cycle assessment. *J. Ind. Ecol.*, 16, 387–398.
- Bertoldi, P., 2017. Proceedings of the 9th International Conference on Energy Efficiency in Domestic Appliances and Lighting (EEDAL '17): Part I, EUR 28961 EN; Publications Office of the European Union: Luxembourg, 2017; ISBN 978-92-79-77172-9.
- Binnemans, K., Jones, P.T., Van Acker, K., Blanpain, B., Mishra, B., Apelian, D., 2013. Rare-earth economics: The balance problem. *JOM*, 65, 846–848.

- Ciacci, L., Harper, E.M., Nassar, N.T., Reck, B.K., Graedel, T.E., 2016. Metal dissipation and inefficient recycling intensify climate forcing. *Environ. Sci. Technol.*, 50, 11394–11402.
- Ciacci, L., Vassura, I., Passarini, F., 2017. Urban mines of copper: Size and potential for recycling in the EU. *Resources*, 6, 6.
- Ciacci, L., Vassura, I., Passarini, F., 2018. Shedding light on the anthropogenic europium cycle in the EU-28. Marking product turnover and energy progress in the lighting sector. *Resources*, 7, 59.
- Classen, M., Althaus, H.J., Blaser, S., Tuchscheid, M., Jungbluth, N., Doka, G., Faist Emmenegger, M., Scharnhorst, W., 2009. Life Cycle Inventories of Metals; Final Report Ecoinvent Data 2.1, No 10; EMPA Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories: Dübendorf, Switzerland.
- European Commission, 2011. Lighting the Future—Accelerating the Deployment of Innovative Lighting Technologies; Green Paper com(2011) 889 Final; European Commission: Brussels, Belgium.
- European Commission. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on Closing the Loop—An EU Action Plan for the Circular Economy; 2.12.2015, com (2015) 614 Final; European Commission: Brussels, Belgium.
- European Commission, 2017 European Commission. Study on the Review of the List of Critical Raw Materials. Criticality Assessments—Final Report.
- Eurostat. Prodcom—Statistics by Product. Available online: <http://ec.europa.eu/eurostat/web/prodcom> (accessed on April 2019).
- Guyonnet, D., Planchon, M., Rollat, A., Escalon, V., Tuduri, J., Charles, N., Vaxelaire, S., Dubois, D., Fargier, H., 2015. Material flow analysis applied to rare earth elements in Europe. *J. Clean. Prod.*, 107, 215–228.
- Rollat, A., 2018. Personal communication.
- Rollat, A., Guyonnet, D., Planchon, M., Tuduri, J., 2016. Prospective analysis of the flows of certain rare earths in Europe at the 2020 horizon. *Waste Manag.*, 49, 427–436.
- Roskill Information Service, 2016. Rare Earths: Global Industry, Markets and Outlook, 16th ed.; Roskill Information Service: London, UK.
- Solvay S.A., 2014. Layman's Report EC Life + Programme—Solvay “Loop” Project LIFE11/ENV/FR/00744. An Innovative Process of Rare Earth Recycling from Used Fluorescent Lamps; Solvay S.A.: Bruxelles, Belgium.

TOLLY®: l'olio rosso di oliva e pomodoro, ottenuto applicando l'economia circolare

Simona Scalbi¹, Alessandra Bendini³, Beatrice Biondi³, Luca Camanzi³, Carmelo Cascone², Cristian Chiavetta¹, Paola Sposato¹, Federica Tesini³, Enrico Valli³, Tullia Gallina Toschi³

¹ENEA-LEA, Laboratorio ENEA per l'Ambiente, Bologna

²DICAM - Università di Bologna

³CIRI Agro – Centro Interdipartimentale di Ricerca Industriale Agroalimentare, Università di Bologna

Email: simona.scalbi@enea.it

Abstract

L'articolo presenta i principali risultati di un'analisi integrata di sostenibilità ambientale ed economica per lo sviluppo di un nuovo prodotto alimentare ottenuto in una prospettiva di economia circolare. L'idea parte dalla valorizzazione del sottoprodotto bucce e semi di pomodoro, attraverso la co-frangitura di queste con le olive mediante l'uso di una tecnologia innovativa e a basso impatto ambientale, basati su approcci meccanici-fisici, senza solventi o interventi chimici-biochimici. Il nuovo prodotto ottenuto è un condimento a base di olive e bucce e semi di pomodoro, e quindi naturalmente ricco in antiossidanti, per il quale è anche stato registrato il marchio TOLLY®. L'analisi combinata degli aspetti ambientali e della fattibilità economica ha portato ad individuare da un lato gli hot-spot ambientali e le possibili soluzioni di miglioramento a livello realizzativo, dall'altro i vantaggi economici e le strategie di posizionamento dello stesso nell'ottica dell'immissione sul mercato.

1. Introduzione

La Commissione Europea nel 2015 (COM 614, 2015) ha promosso la transizione verso un'economia circolare «in cui il valore dei prodotti, dei materiali e delle risorse è mantenuto quanto più a lungo possibile e la produzione di rifiuti è ridotta al minimo». Il monitoraggio del piano d'azione per l'economia circolare ha evidenziato come negli ultimi anni si siano aperte nuove opportunità commerciali, dando origine a nuovi modelli d'impresa e come si siano sviluppati nuovi mercati, sia all'interno sia all'esterno dell'UE, attraverso modelli di riuso, riciclo e valorizzazione di sottoprodotti. Infatti, nel 2016 le attività di economia circolare hanno prodotto quasi 147 miliardi di EUR di valore aggiunto, per investimenti pari a circa 17,5 miliardi di EUR¹⁰. (COM 190, 2019). In questo contesto si sviluppa il progetto “Food-Crossing District due nuovi alimenti da sottoprodotti ed una mappa delle relative economie circolari in Emilia Romagna”, finanziato dal POR-FESR 2014-2020 della Regione Emilia-Romagna, che coinvolge il Laboratorio ENEA-LEA, il Laboratorio CIRI-AGRO dell'Università di Bologna e le due aziende regionali Barilla e Consorzio Casalasco del pomodoro, e che ha portato allo sviluppo di un nuovo prodotto: condimento a base di olive e bucce e semi di pomodoro naturalmente ricco in antiossidanti di cui è stato registrato il marchio TOLLY®.

Più precisamente, l'obiettivo è di valorizzare i sottoprodotti industriali del pomodoro (bucce e semi) nella co-frangitura con le olive (Bendini et al., 2015), sfruttando le potenzialità di un processo di estrazione innovativo, basato esclusivamente su approcci meccanici-fisici, e in particolare mediante l'impiego di ultrasuoni (Domanda di brevetto n. 102018000006084.)

L'articolo illustra il percorso metodologico e i principali risultati dell'analisi svolta, che considera sia gli aspetti ambientali sia la fattibilità economica del prodotto, con l'obiettivo di individuare le principali criticità (gli hot-spot ambientali e categorie di costo maggiormente rilevanti) e le potenzialità di applicazione dello stesso.

¹⁰ https://ec.europa.eu/eurostat/tgm/refreshTableAction.do?tab=table&plugin=1&pcode=cei_cie010&language=en

2. Metodologia

Per quanto riguarda l'analisi ambientale è stata utilizzata la metodologia LCA secondo le norme ISO 14040-44 (ISO, 2016), tale metodologia permette di analizzare l'impatto ambientale di un prodotto/servizio lungo tutto il suo ciclo di vita "dalla culla alla tomba", considerando diverse categorie d'impatto; ciò permette di avere una visione completa delle criticità ambientali evitando di spostare gli impatti da una fase a un'altra o da una categoria d'impatto all'altra.

L'analisi di fattibilità economica è stata invece svolta mediante un'analisi costi-benefici (Zerbe e Bellas, 2006), finalizzata a formulare un giudizio di convenienza in ottica imprenditoriale. Tale analisi si basa sul confronto tra le componenti positive e negative di reddito ricavate in riferimento sia al contesto aziendale, sia a quello di mercato.

Lo studio del contesto aziendale ha inteso identificare e quantificare le principali categorie di costo associate ai processi di approvvigionamento, trasporto, stoccaggio e trasformazione. L'analisi è svolta in riferimento ad un impianto "tipo", con sistema di lavorazione a due fasi, frangitore a martelli e portata nominale di 20 q/h.

Lo studio del contesto di mercato prevede l'identificazione del mercato target e in particolare la quantificazione della remunerazione attesa per il prodotto in esame in seguito alla sua immissione sul mercato.

Il giudizio di convenienza complessiva del progetto è stato espresso in base ai parametri finanziari di riferimento, e cioè il valore attuale netto (VAN), il tasso interno di rendimento (TIR) e il rapporto benefici/costi (B/C).

L'innovatività dell'approccio proposto è stata quella di condividere l'impostazione metodologica delle due analisi in modo da fornire una valutazione di sostenibilità parallela e coerente. In particolare, è stata individuata la stessa unità funzionale e anche le stesse fasi di analisi; per queste è stata sviluppata una raccolta congiunta di dati primari, che ha previsto delle interviste presso aziende che producono sonicatori e presso frantoi, nel territorio Emiliano Romagnolo.

L'unità funzionale (UF) considerata in entrambe le analisi è rappresentata da 1 unità di TOLLY® in confezione da 100 ml che prevede un contenuto di prodotto di 100 ml (86 g) in un imballaggio del peso totale di 36 g, costituito da una lattina in alluminio (30 g) con un tappo di plastica (6 g) (Figura 1).



Figura 1: L'unità di TOLLY® e da 100 ml (86 g in peso) in un imballaggio del peso totale di 36 g, costituito da una lattina in alluminio (30 g) con un tappo di plastica (6 g)

Lo studio ha previsto un approccio “dalla culla alla tomba” e dunque sono state considerate tutte le fasi del ciclo di vita di TOLLY®, dall’approvvigionamento delle materie prime per la sua produzione, fino al trattamento dei rifiuti generati a fine vita del prodotto.

I confini del sistema considerati per entrambe le analisi includono:

- L’approvvigionamento e trasporto delle olive;
- pretrattamento delle bucce e semi di pomodoro con vite senza fine, la loro conservazione per 60 giorni mediante refrigerazione, poiché la fase di produzione è l’estate (luglio/agosto) mentre la fase di produzione dell’olio ottobre, ed il trasporto refrigerato;
- la co-frangitura con sonicazione di olive con bucce e semi di pomodoro e il conseguente trattamento della sansa (comprensiva delle bucce e semi) che viene mandata a digestione anaerobica e del nocciolino, usato internamente per la produzione di calore.
- l’imballaggio del prodotto in una confezione di alluminio con tappo in plastica;

L’analisi LCA ha inoltre considerato le seguenti fasi:

- la distribuzione di TOLLY®;
- il trattamento a fine vita dei materiali che compongono l’imballaggio del prodotto.

Sono esclusi dai confini del sistema il processo di produzione di bucce e semi di pomodoro, in quanto gli impatti generati per il loro ottenimento non sono imputabili al processo di produzione di TOLLY® ma, bensì, al processo di produzione dei prodotti ottenuti dalla lavorazione del pomodoro sia dal punto di vista economico che ambientale.

Il processo descritto è un sistema ottimizzato dal punto di vista ambientale anche grazie al risultato dell’analisi LCA di screening condotta da ENEA, della tecnologia di co-frangitura con sonicazione sviluppata dal Laboratorio CIRI-AGRO dove sono stati analizzati i potenziali di miglioramento sia per la co-frangitura sia per il sistema di distribuzione di TOLLY®.

3. Analisi LCA

L’obiettivo del sistema è l’analisi del ciclo di vita di TOLLY®, ottenuto tramite co-frangitura di olive e bucce e semi di pomodoro e del suo imballo.

Nei confini del sistema per lo studio di LCA non sono state considerate la costruzione del sito di produzione (frantoio) e delle macchine impiegate, le infrastrutture e le attività del personale in quanto trascurabili nel contesto degli obiettivi dello studio LCA. Sono considerate, invece, la produzione dei mezzi di trasporto e le emissioni e il consumo di risorse derivanti dal loro utilizzo. Inoltre, per la fase d’uso, visto l’elevato valore nutrizionale di TOLLY® si considera che sia consumato esclusivamente come condimento a crudo. Per la fase di valutazione degli impatti è stato applicato il metodo ILCD/PEF, considerando solo le categorie d’impatto ritenute più affidabili dalla comunità scientifica internazionale, cioè appartenenti ai livelli I e II (EC JRC IES, 2011), e per lo svolgimento dello studio è stato usato il software GaBi ts.

Sono stati usati dati primari per lavorazione e conservazione delle bucce e semi, per la fase di co-frangitura con applicazione degli ultrasuoni (sonicatore), dati di letteratura per la produzione delle olive (PEFCR, 2016), la digestione anaerobica della sansa con bucce e semi di pomodoro e la produzione di calore da nocciolino.

Per il trattamento di fine vita della latta in alluminio e del tappo di plastica sono stati usati dati medi di riciclaggio dei due materiali nel nostro paese proposti dal Rapporto Eurostat sui rifiuti del maggio 2017 (75,5% di riciclaggio per l’alluminio e 35,5% per il polietilene ad alta

densità, HDPE). La restante parte dell'alluminio si considera che sia inviata in discarica, mentre la plastica al termovalorizzatore.

Per garantire la coerenza dello studio e l'uniformità dei risultati è stata utilizzata la banca dati Ecoinvent, nella versione 3.1 (Ecoinvent, 2015).

La Tabella 1 riporta i risultati di caratterizzazione per il sistema analizzato con un dettaglio dei contributi delle varie fasi del ciclo di vita per ognuna delle categorie d'impatto considerate. È evidente il contributo preponderante della fase di produzione agricola delle olive riportato in rosso per tutte le categorie d'impatto.

Tabella1: Risultati di caratterizzazione per il ciclo di vita di TOLLY®

Categorie d'impatto	Unità	Prod. olive	Trasporto olive	Con. + trasp. bucce semi	Frantoio	Packaging	Trat. anaerobico sansa	Tratt. Nocciolino	Distribuzione TOLLY	Fine vita Tolly
Acidification	Mole of H ⁺ _{eq}	3,37E-03	2,22E-05	7,94E-05	6,51E-05	2,99E-04	-3,11E-04	-1,33E-03	1,37E-05	1,78E-04
Climate change, excl bio. carbon	kg CO _{2eq}	4,44E-01	3,15E-03	2,07E-02	1,31E-02	4,44E-02	1,88E-02	-4,93E-01	4,31E-03	1,29E-02
Eutrophication freshwater	kg P _{eq}	3,30E-04	2,23E-07	2,40E-06	2,22E-06	1,03E-05	-6,16E-06	3,02E-05	3,09E-07	6,59E-06
Eutrophication marine	kg N _{eq}	1,54E-02	8,30E-06	1,25E-05	1,28E-05	4,96E-05	1,47E-05	1,97E-04	2,56E-06	1,82E-05
Eutrophication terrestrial	Mole of N _{eq}	1,38E-02	9,03E-05	1,31E-04	9,53E-05	4,44E-04	-8,17E-05	2,09E-03	2,73E-05	1,51E-04
Ozone depletion	kg CFC-11 _{eq}	1,14E-07	5,78E-10	6,78E-09	1,73E-09	2,61E-09	-2,98E-08	-2,38E-08	7,83E-10	1,53E-09
Particulate matter/Resp. inorganics	kg PM2.5 _{eq}	3,14E-04	2,25E-06	7,97E-06	4,84E-06	3,12E-05	-3,42E-05	1,92E-05	2,39E-06	1,66E-05
Photochemical ozone for human health	kg NMVO C _{eq}	2,06E-03	2,50E-05	4,73E-05	2,95E-05	1,76E-04	-8,92E-05	9,40E-05	1,06E-05	4,94E-05
Resource depletion, mineral, fossils and renewables	kg Sbeq	3,57E-05	2,63E-07	2,14E-06	7,93E-08	5,68E-07	2,73E-07	3,24E-06	3,66E-07	2,29E-06

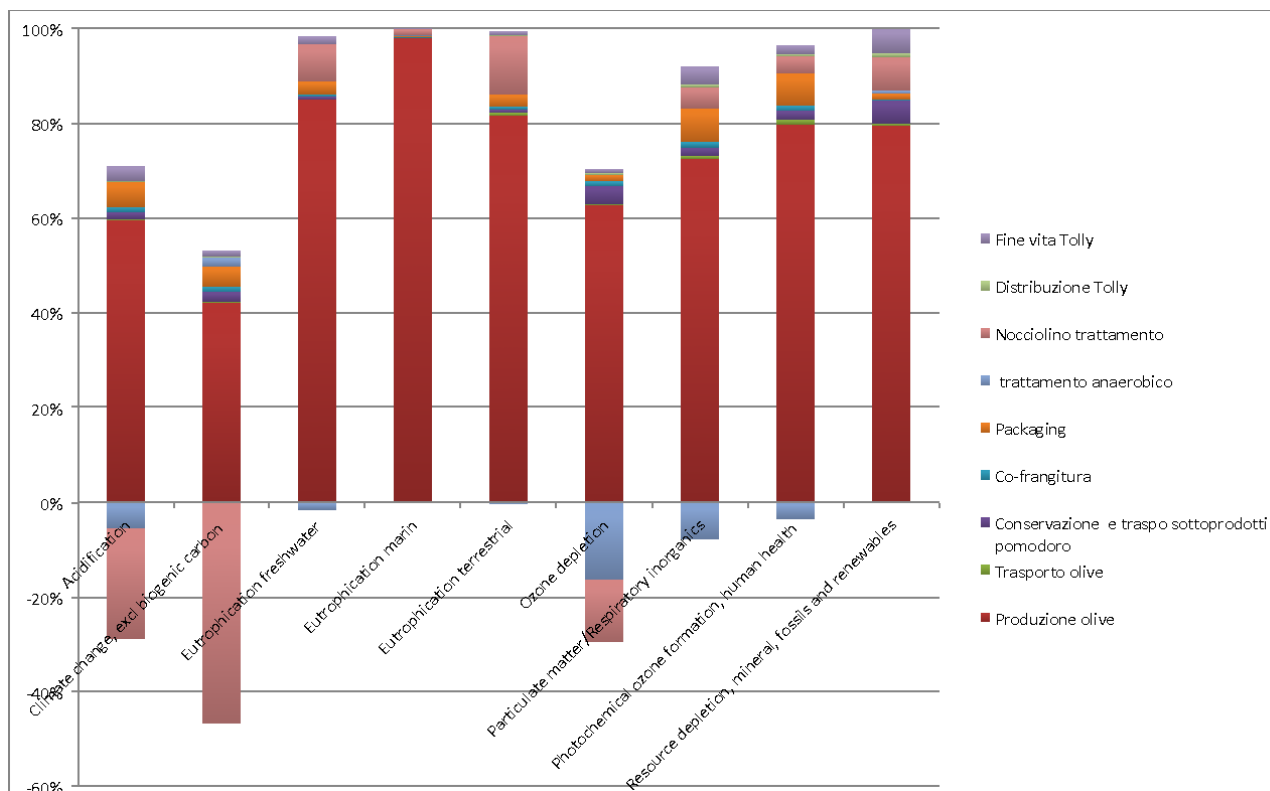


Figura 2: Risultati di normalizzazione per l'impianto di co-frangitura di laboratorio

Si evidenzia come il potenziale di riscaldamento globale riporti un valore negativo, effetto diretto delle scelte fatte sia in fase di modellazione riguardo alla gestione a fine vita di sansa e nocciolino che tramite la loro valorizzazione (bio-digestione e combustione in caldaia), evitando la generazione degli impatti legati alla produzione di metano. Nella figura 2 viene riportato il contributo percentuale di ogni fase per ogni categoria d'impatto; si può notare come le fasi di confezionamento, conservazione e trasporto delle bucce e semi di pomodoro, abbiano un impatto non trascurabile.

4. Fattibilità economica e posizionamento del prodotto

La stima dei costi sostenuti per la produzione di TOLLY® è basata sulle informazioni desunte da varie fonti – secondarie e primarie.

In via preliminare, sono stati valutati i costi diretti associati alle alternative tecnologiche considerate per il processo di estrazione dell'olio su scala sperimentale.

Sulla scorta dei risultati degli screening svolti dal gruppo di ricerca interdisciplinare coinvolto nel progetto, si è quindi proceduto alla valutazione dei costi pieni associati allo scale-up industriale (considerando quindi i costi fissi relativi alla dotazione di un nuovo impianto di co-frangitura, con sonificatore).

A tal fine, i dati finanziari forniti dalle banche dati AIDA – Bureau Van Dijk e ISMEA sono stati elaborati per valutare l'incidenza delle diverse categorie di costo sulle dimensioni aziendali.

Quindi, sono state realizzate interviste approfondite con esperti del settore, utili a quantificare i più rilevanti parametri tecnico-economici (capacità produttiva, tipo d'impianto, impiego di manodopera, etc.) dei frantoi presenti in Emilia-Romagna e nelle regioni limitrofe.

I principali parametri e costi stimati per un frantoio "tipo" sono riassunti nella seguente Tabella 2.

Tabella 2: Principali parametri tecnico economici stimati per un frantoio "tipo".

	Unità	Valore (€)
Trasporto		
olive	(km)	100
bucce e semi di pomodoro	(km)	230
Conservazione e stoccaggio		
durata	(gg)	120
Manodopera		
stagionale	(gg/anno)	320
fissa	(gg/anno)	250
Costi variabili		
trattamento e trasporto sansa umida	(€/t)	10.00
energia elettrica	(€/kWh)	0.15
gasolio	(€/l)	1.38
acqua	(€/m³)	1.28
manodopera stagionale	(€/h)	10.00
manodopera continuativa	(€/h)	16.00
olive	(€/t)	850.00
bucce e semi di pomodoro	(€/t)	1.00
packaging	(€/pz)	0.75
Costi fissi		
acquisto impianto	(€)	300,000
vita utile dell'impianto	(years)	15
valore residuo dell'impianto	(€)	120,000
manutenzioni annue	(€/year)	6,000

Date le caratteristiche del prodotto in esame, ai fini di un corretto posizionamento di TOLLY® in chiave di marketing, il mercato obiettivo può essere ricondotto a quello dei condimenti a base di olio d'oliva, con un focus specifico su prodotti con attributi legati all'origine locale delle olive, alla naturalità del processo ed agli effetti benefici sulla salute.

Con l'intento di fornire indicazioni utili a fissare il prezzo potenziale di TOLLY®, in una prospettiva di *benchmarking*, si è studiato il posizionamento dei prodotti già presenti sul mercato attraverso un approccio edonimetrico (Rosen, 1974), che ha consentito di stimare l'incidenza degli attributi sui prezzi di vendita osservati per i prodotti esistenti.

È stata quindi svolta un'indagine diretta su 376 condimenti a base di olio d'oliva in otto supermercati e ipermercati di tre città (Bologna, Cesena e Forlì) in Emilia-Romagna. Per ogni prodotto sono state raccolte informazioni dettagliate, incluso il prezzo, tipo e dimensione dell'imballaggio, area di produzione delle olive, metodi di produzione, certificazioni ecc.

L'indagine ha evidenziato come l'olio di oliva abbia un costo più basso e meno variabile (4-6 €/lt), mentre l'olio extravergine presenta un'ampia gamma di prezzi (6,50-15 €/kg), in base alle dimensioni della bottiglia e alla presenza di altri attributi di valore, quali certificazioni,

specificazione della cultivar e indicazione dell'origine delle olive. Inoltre, i prodotti con caratteristiche simili a TOLLY®, e cioè oli d'oliva aromatizzati, venduti in piccole bottiglie da 80-250 ml, presentano i valori unitari più alti osservati, con prezzi medi che vanno da 16 a 27 €/lt.

In linea con le attese, l'analisi edonimetrica ha mostrato una relazione inversa tra la dimensione della bottiglia e il prezzo unitario, mentre sia gli oli extravergine sia quelli aromatizzati spuntano prezzi significativamente più alti rispetto alle altre categorie. Un altro attributo con un impatto rilevante sul prezzo di vendita è l'indicazione dell'origine delle olive, con una netta preferenza da parte dei consumatori per le olive provenienti dall'Italia rispetto a quelle di origine non italiana (Tabella 3).

Tabella 3: Stime del modello di regressione ($R^2=0,803$ - significatività al 99%)

	β	SE
(Costante)	9.96	1.75
Olio Extra Vergine di Oliva	4.86	1.06
Olio aromatizzato	6.83	1.17
Formato (dl)	-0.82	0.11
Origine delle olive: Italia	3.1	0.53
Origine delle olive: altro	3.54	0.83

Alla luce dell'articolazione temporale dei costi e dei ricavi associate al progetto in esame, è stato calcolato un conto economico semplificato lungo la vita utile dell'impianto (stimata prudenzialmente in 15 anni).

Gli indicatori finanziari selezionati per la valutazione di fattibilità sintetica del progetto sono stati calcolati in due scenari principali, per tenere conto delle potenziali variazioni delle stime dei parametri.

Nel primo scenario, l'impianto rappresentativo produce 3,7 tonnellate del nuovo prodotto, (TOLLY®) in due formati da 0,1 L e 0,75 L, venduti rispettivamente a 5 € e 22 € ciascuno.

Nel secondo scenario, il frantoio tipo produce 8,2 tonnellate di TOLLY® in confezioni da 0,1 L a 5 €, insieme con olio extravergine di oliva in confezioni da 0,75 L, a 12 € ciascuna.

La seguente Tabella 4 mostra il calcolo degli indicatori finanziari in ciascun scenario, ipotizzando un tasso di sconto del 2,3%, come suggerito dall'OCSE (2018).

Tabella 4: Indici di convenienza del progetto

	Scenario 1	Scenario 2
	TOLLY®	TOLLY® + olio extravergine convenzionale
r	2.3%	2.3%
VAN	25,484.37 €	127,637.61 €
TIR	2.8%	4.7%
B/C	1.01	1.05

Tutti gli indicatori calcolati indicano che l'efficienza di costo del progetto è soddisfatta. Tuttavia, il VAN e il TIR sono entrambi significativamente più alti quando si assume una produzione congiunta delle due tipologie di prodotto – TOLLY® e l'olio extravergine d'oliva convenzionale.

5. Conclusioni

Dallo studio ambientale, come visto, emerge come la fase con i maggiori impatti sia quella di produzione delle olive, tale fase ha utilizzato dati di letteratura, perché al momento, è al di fuori del controllo diretto del processo di produzione di TOLLY®, che coinvolge solo la parte di co-frangitura e distribuzione. Dal punto di vista di una produzione futura, sarebbe opportuno coinvolgere nella filiera di valore anche i produttori di olive, individuando un fornitore capace di dimostrare la buona qualità ambientale delle materie prime tramite un sistema di certificazione ambientale e/o biologica. Al contempo, i risultati dell'analisi economica evidenziano come elementi critici l'influenza dei costi relativi all'approvvigionamento di biomassa, in particolare le opzioni di stoccaggio e trasporto che risultano avere anche impatti ambientali non trascurabili in diverse categorie (Figura 2), nonché la progettazione e l'adattamento di processi e impianti industriali. Per quanto riguarda la fase di co-frangitura, sia l'analisi ambientale sia quella economica, hanno evidenziato come l'utilizzo dell'ultrasonificatore, pur richiedendo un consumo di energia elettrica dedicata, consenta di ridurre i costi variabili diretti e gli impatti ambientali imputabili alla produzione dell'olio, grazie sostanzialmente ad un importante aumento delle rese di estrazione, circa il 2% rispetto alla co-frangitura tradizionale.

Un altro importante elemento di ottimizzazione del sistema, in particolare dal punto di vista ambientale, è stato la valorizzazione della sansa con bucce e semi, infatti, la presenza di quest'ultime aumenta il potere metanogenico della sansa, così come la separazione del nocciolino, che viene utilizzato per autocombustione.

Per quanto riguarda la fase di packaging, il tappo di plastica risulta avere impatti ambientali simili alle lattine pur pesando 5 volte di meno e anche gli impatti legati al suo smaltimento a fine vita risultano più alti rispetto alla lattina. Si sottolinea, inoltre, l'elevata incidenza sui costi unitari del tipo di confezione adottata, cosa che suggerisce da una parte la scelta di materiale riciclato e/o altamente riciclabile per la chiusura dell'imballaggio, dall'altra l'opportunità di valutare opzioni alternative meno onerose.

La fattibilità economica del progetto è dimostrata da tutti gli indicatori finanziari calcolati. Tuttavia, si evidenzia come lo scenario che ipotizza una produzione congiunta di TOLLY e dell'olio extravergine di oliva tradizionale risulti più cauto e realistico. Infatti, questa soluzione potrebbe offrire un'opzione interessante per gli oleifici di piccole e medie dimensioni per aumentare la redditività, ma anche per i grandi trasformatori industriali o per le moderne catene di distribuzione per estendere la propria gamma di prodotti.

Per quanto riguarda i principali fattori in grado di influenzare il successo dei nuovi prodotti sul mercato, è stata considerata la relazione tra prezzo e attributi del prodotto, suggerendo come TOLLY possa essere indirizzato verso una potenziale nicchia di consumatori alla ricerca di materie prime di origine locale, processi sostenibili e attributi sani durante l'acquisto di condimenti a base di olio di oliva.

In conclusione, l'analisi integrata degli aspetti sia economici sia ambientali sviluppata in riferimento alla progettazione e alla realizzazione del nuovo prodotto ha portato ad individuare importanti spunti di miglioramento nell'ottica dell'immissione sul mercato di un prodotto realmente sostenibile.

6. Bibliografia

Bendini, A., Lecce, G. Di, Valli, E., Barbieri, S., Tesini, F., Toschi, T.G., 2015. Olive oil enriched in lycopene from tomato by-product through a co-milling process. *Int J Food Sci Nutr* 66, 963–7486. <https://doi.org/10.3109/09637486.2015.1035230>

COM 614, 2015, comunicazione della commissione al parlamento europeo, al consiglio, al comitato economico e sociale europeo e al comitato delle regioni - L'anello mancante -Piano d'azione dell'unione europea per l'economia circolare.

COM 190, 2019, relazione della commissione al parlamento europeo, al consiglio, al comitato economico e sociale europeo e al comitato delle regioni - sull'attuazione del piano d'azione per l'economia circolare.

D.M. 8 Maggio 2012 (G.U. n. 129 del 5 Giugno 2012). Criteri Ambientali Minimi per acquisizione dei veicoli adibiti al trasporto su strada.

Domanda di brevetto n. 102018000006084 dal titolo "Impianto e procedimento per la produzione di un condimento a base di olive e pomodoro naturalmente ricco in antiossidanti" depositata il 6 giugno 2018, inventori: Gallina Toschi T. Bendini A., Tesini F., Ragni L., Iaccheri E., Berardinelli A.

European Commission (EC), – Joint Research Center (JRC) – Institute for Environment and Sustainability (IES), 2011. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context, Publications Office of the European Union.

Ecoinvent 3.1, 2015, viewed in January 2017, www.ecoinvent.org

ISO 14040, 2006. Environmental management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework, Geneve, Switzerland: ISO – International organization for standardization.

ISO 14044, 2006. Environmental management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines, Geneve, Switzerland: ISO – International organization for standardization.

Product Environmental Footprint Category Rules for Olive Oil, 3rd Draft, Draft version 0.5, 22/09/2016.

OECD, 2018. Long-term interest rates forecast. OECD iLibrary. <https://doi.org/10.1787/ED0D5B2E-EN>

Rosen, S., 1974. Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation in Pure Competition. *J. Polit. Econ.* 82, 34–55. <https://doi.org/10.1086/260169>

Zerbe, R.O., Bellas, A.S., 2006. A Primer for Benefit–Cost Analysis. Edward Elgar Publishing.

La valutazione d'impatto ambientale delle organizzazioni. Una review della letteratura

Michela Rimano^{1,2}, Alberto Simboli¹, Raffaella Taddeo¹, Michele del Grosso^{1,2}, Andrea Raggi¹

¹Università "G. d'Annunzio", Viale Pindaro 42, 65127 Pescara, Italy

²Aptar Italia Spa, San Giovanni Teatino, Chieti, Italy

E-mail: alberto.simboli@unich.it

Abstract

Le organizzazioni rivestono un ruolo chiave nella riduzione della pressione antropica sull'ambiente naturale. Il primo step verso un miglioramento delle loro performance di sostenibilità è l'implementazione, a supporto dei processi decisionali, di metodologie e strumenti che includano non solo gli aspetti economici e tecnici ma anche quelli ambientali e che prendano in considerazione molteplici categorie di impatto ambientale, nonché l'intera catena del valore. In questo articolo verrà proposta una review della letteratura riferita a due recenti metodologie di valutazione che hanno il loro focus sull'organizzazione, ovvero l'Organisation Environmental Footprint e l'Organizational Life Cycle Assessment. La ricerca è stata condotta a partire da database bibliografici ed integrando normativa tecnica e letteratura secondaria. I risultati consentono di tracciare un trend evolutivo e di effettuare una comparazione negli studi dei due approcci.

1. Introduzione

Negli ultimi decenni sono stati sviluppati numerosi strumenti, metodologie e tecniche per valutare, comparare e comunicare le performance ambientali di prodotti e servizi (Martínez-Blanco et al., 2016); lo stesso non vale per le organizzazioni. Per queste ultime, un modello di riferimento, in termini di diffusione, è l'Environmental Management System (EMS), registrabile in base allo standard ISO 14001 o al Regolamento europeo sull'Eco-Management and Audit Scheme (EMAS). Entrambi seguono un approccio procedurale e, quando includono un eco-bilancio dell'organizzazione, sono focalizzati sui processi che si svolgono all'interno dei confini aziendali (UNEP/SETAC, 2015). Più di recente, sono emerse metodologie per compiere analisi ambientali a livello corporate, in un'ottica che travalica i confini dell'organizzazione; tra essi, i calcoli dell'impronta di carbonio proposti dal Greenhouse Gas Protocol, ISO/TR 14069, Carbon Disclosure Project, Bilan Carbone o DEFRA (UNEP/SETAC, 2015). In particolare, il Greenhouse Gas Protocol rappresenta il primo tentativo di applicare l'approccio al ciclo di vita a livello di organizzazione (Manzardo et al., 2016). Tali iniziative hanno iniziato a considerare l'intera catena del valore solo di recente e quasi sempre si concentrano su un singolo aspetto o indicatore ambientale, ponendo maggiore enfasi sulla realizzazione di report di sostenibilità generali piuttosto che su come misurare e gestire le performance ambientali dell'organizzazione (Martínez-Blanco et al., 2016).

L'Organisation Environmental Footprint (OEF) (European Commission, 2013) e l'Organizational Life Cycle Assessment (O-LCA) (ISO, 2014) rappresentano un importante avanzamento in tal senso, in quanto concepite per supportare processi decisionali e strategie, includendo aspetti tecnico-economici e ambientali e prendendo in considerazione molteplici categorie di impatto, lungo l'intera catena del valore. In questo articolo verrà proposta una review della letteratura riferita alle due metodologie, con gli obiettivi di: tracciare un trend evolutivo, evidenziare lo stato dell'arte degli studi e delle loro applicazioni ed effettuare una comparazione tra i due approcci.

2. Background/ Origini delle metodologie

2.1 Organisation Environmental Footprint

L'OEF è stata sviluppata sulla base del "Reference Life Cycle Data System Handbook" (European Commission, 2013) e di altri standard metodologici con l'obiettivo di armonizzare i metodi per evitare la loro proliferazione, ridurre i costi per le organizzazioni, incrementare l'applicabilità per le piccole e medie imprese e comunicare in maniera credibile ai consumatori, evitando sfiducia e fraintendimenti (European Commission, 2013; Martínez-Blanco et al., 2016). Il Joint Research Centre (JRC) e altri organismi della Commissione Europea hanno elaborato in parallelo la Guida OEF e quella della Product Environmental Footprint (PEF), orientata al prodotto; le due metodologie sono strettamente collegate e presentano diversi elementi di contatto (Martínez-Blanco et al., 2016). La Guida OEF cerca di allinearsi a norme internazionali esistenti, tra cui la ISO 14069 e il GHG Protocol Scope 3 (Martínez-Blanco et al., 2016).

2.2 Organizational Life Cycle Assessment

L'O-LCA ha preso vita dallo standard tecnico ISO/TS 14072 (ISO, 2014) ed è oggetto della linea guida elaborata da UNEP e SETAC "Guidance on Organizational Life Cycle Assessment" (UNEP/SETAC, 2015). La norma propone un framework per condurre una valutazione dell'impatto ambientale del ciclo di vita delle organizzazioni ed estende l'applicazione degli standard ISO 14040 e ISO 14044 a tutte le attività di un'organizzazione. La linea guida si allinea allo standard e lo completa, con l'intento di rappresentare un documento di accompagnamento più dettagliato (Martínez-Blanco et al., 2016).

3. Materiali e metodi

La review della letteratura è stata condotta consultando database bibliografici quali Scopus, JSTOR e Web of Science; e motori di ricerca Web, quali Google e Google Scholar. Per la ricerca è stato utilizzato un set di parole chiave: OEF; Organization Footprint; Organisation Environmental Footprint; OLCA; O-LCA; Organisational LCA; Organisational Life Cycle Assessment. La ricerca ha riguardato il periodo che va dal 2014 a marzo 2019. I risultati ottenuti sono stati rielaborati inizialmente dal punto di vista quantitativo-bibliometrico, tenendo in considerazione i seguenti parametri: anno di pubblicazione, rivista scientifica di pubblicazione, autori e parole chiave utilizzate; i contributi sono stati successivamente sottoposti ad un'analisi di contenuto.

4. Risultati

Lo sviluppo relativamente recente delle due metodologie indagate condiziona in maniera importante il numero di contributi complessivamente emersi: sono stati individuati 4 documenti ufficiali (European Commission, 2013; ISO, 2014; UNEP/SETAC, 2015; UNEP/SETAC, 2017), 20 articoli scientifici (Tab. 1 e Tab. 2) e 2 capitoli di libri (Manzardo et al., 2016; Martínez-Blanco et al., 2016); tuttavia, rapportando tali risultati ai cinque anni coperti dalla ricerca, si può evidenziare un interesse abbastanza spiccato per la tematica e sicuramente in crescita.

Tabella 1: Articoli scientifici relativi all'O-LCA

ANNO	FONTE	TITOLO	AUTORI
2019	Int J Life Cycle Assess	The implementation of organizational LCA to internally manage the environmental impacts of a broad product portfolio: an example for a cosmetics, fragrances, and toiletry provider	Moreira de Camargo, A., Forin, S., Macedo, K., Finkbeiner, M., Martínez-Blanco, J.
2018	Int J Life Cycle Assess	Hybrid approach for the evaluation of organizational indirect impacts (AVOID): combining product-related, process-based, and monetary-based methods	Finogenova, N., Bach, V., Berger, M., Finkbeiner, M.
2018	Int J Life Cycle Assess	Facts and figures from road testing the guidance on organizational life cycle assessment	Forin, S., Martínez-Blanco, J., Finkbeiner, M.
2018	Procedia CIRP	Organizational Life Cycle Assessment: the introduction of the production allocation burden	Manzardo, A., Loss, A., Niero, M., Vianello, C., Scipioni, A.
2018	J Clean Prod	Definition and application of activity portfolio and contro/influence approaches in organizational life cycle assessment	Manzardo, A., Loss, A., Jingzheng, R., Zuliani, F., Scipioni, A.
2018	Int J Life Cycle Assess	Launch of a new report: Road testing organizational life cycle assessment around the world: applications, experiences and lessons learned	Martínez-Blanco, J., Forin, S., Finkbeiner, M.
2017	Int J Life Cycle Assess	Organizational life cycle assessment: suitability for higher education institutions with environmental management systems	Lo-Iacono-Ferreira, V. G., Torregrosa-López, J. I., Capuz-Rizo, S. F.
2016	Int J Life Cycle Assess	ONE TWO WE—life cycle management in canteens togetherwith suppliers, customers and guests	Jungbluth, N., Keller, R., König, A.
2016	J Clean Prod	Enhancing environmental management in the textile sector: An Organisational-Life Cycle Assessment approach	Resta, B., Gaiardelli, P., Pinto, R., Dotti, S.
2015	Int J Life Cycle Assess	Scoping organizational LCA—challenges and solutions	Martínez-Blanco, J., Inaba, A., Finkbeiner, M.
2015	Int J Life Cycle Assess	Organizational LCA: the new member of the LCA family—introducing the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative guidance document	Martínez-Blanco, J., Inaba, A., Quiros, A., Valdivia, S., Milà-i-Canals, L., Finkbeiner, M.
2015	Journal of Life Cycle Assessment, Japan	Half-way Point in the Flagship Project “LCA of Organizations” by UNEP/SETAC Life Cycle Initiative	Martínez-Blanco, J., Inaba, A., Finkbeiner, M.

Tabella 2: Articoli scientifici relativi all'OEF

ANNO	FONTE	TITOLO	AUTORI
2018	J Ind Ecol	Organization Environmental Footprint through Input-Output Analysis A case study in the construction sector	Martinez, S., Delgado, M., Martinez Marin, R., Alvarez, S.
2018	Ecotoxicol Environ Saf	The role of bioassays in the evaluation of ecotoxicological aspects within the PEF/OEF protocols: The case of WWTPs	Pedrazzani, R., Cavallotti, I., Bollati, E., Ferreri, M., Bertanza, G.
2018	Sci Total Environ	Organization environmental footprint applying a multi-regional input-output analysis: A case study of a wood parquet company in Spain	Martinez, S., Marchamalo, M., Alvarez, S.
2017	Int J Life Cycle Assess	Using the product environmental footprint for supply chain management: lessons learned from a case study on pork	Six, L., De Wilde, B., Vermeiren, F., Van Hemelryck, S., Vercaeren, M., Zamagni, A., (...), De Meester, S.
2017	J Clean Prod	Organizational Environmental Footprint in German construction companies	Neppach, S., Nunes, K. R., Schebek, L.
2015	Integr Environ Assess Manag	Product Environmental Footprint in Policy and Market Decisions: Applicability and Impact Assessment	Lehmann, A., Bach, V., Finkbeiner, M.
2014	Int J Life Cycle Assess	The European Commission Organisation Environmental Footprint method: comparison with other methods, and rationales for key requirements	Pelletier, N., Allacker, K., Pant, R., Manfredi, S.
2014	Proceedings 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector	The EU Organisation Environmental Footprint applied to the Retail sector	Pedrazzini, S., Humbert, S., Dubois, C., Adams, A., Grossmith, A., Léglise, P., (...) Wildenberg, M.

4.1 Trend evolutivo

Considerando il contenuto degli articoli e l'anno di pubblicazione, è possibile evidenziare un trend abbastanza costante per ognuna delle metodologie. I primi articoli sono stati pubblicati nel 2014 e riguardano l'OEF; ciò è giustificato dal fatto che l'O-LCA è stata sviluppata l'anno successivo. Come si vede dalla Figura 1, il trend dal 2015 in poi sembra dimostrare, invece, un maggiore interesse degli studiosi verso l'O-LCA; infatti, tranne che nel 2017, il numero di contributi ad essa dedicati è sempre maggiore rispetto al numero di contributi dedicati all'OEF.

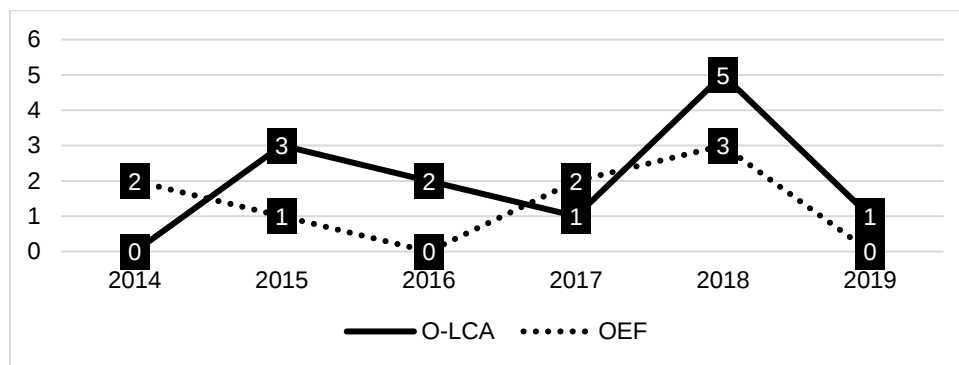


Figura 1: trend evolutivo degli articoli su O-LCA e OEF

4.2 Principali autori

I principali autori che hanno contribuito allo sviluppo della metodologia O-LCA sono J. Martínez-Blanco e M. Finkbeiner, che hanno collaborato a 6 contributi. Per quanto riguarda l'OEF, non emergono autori ricorrenti.

4.3 Principali riviste scientifiche

La rivista scientifica che dedica maggiore attenzione alle due metodologie è l'International Journal of Life Cycle Assessment (10 pubblicazioni). Essa è stata reputata la piattaforma scientifica più appropriata per la divulgazione di studi sull'O-LCA. Seguono il Journal of Cleaner Production (3 pubblicazioni) e le altre riviste con un contributo ciascuna (si vedano Tabelle 1 e 2).

4.4. Tematiche rilevanti/ricorrenti

Per quanto concerne gli aspetti trattati dagli articoli scientifici sinora pubblicati, dall'analisi svolta emerge come alcuni di essi abbiano contenuti prettamente teorico-metodologici (7), concentrandosi sulle novità introdotte da OEF e O-LCA oppure operando confronti tra i due metodi; la restante parte presenta analisi di casi studio, e pertanto gli articoli risultano più focalizzati su aspetti pratici (10), altri bilanciano aspetti teorico-metodologici e pratici (3); allo stato attuale non emergono studi di review. Al fine di permettere una migliore comprensione ed una comparazione dei vari articoli esaminati, utilizzando un'analisi di contenuto - ricorrenza di concetti- e delle parole chiave, è stato possibile definire un set di tematiche-chiave (e sub tematiche) in base alle quali gli articoli sono stati riclassificati in modo da evidenziarne gli argomenti prevalenti. I risultati dell'analisi sono evidenziati nelle Figure 2 e 3.

		Lehmann et al. (2015)	Martinez et al. (2018a)	Martinez et al. (2018b)	Neppach et al. (2017)	Pedrazzani et al. (2018)	Pedrazzini et al. (2014)	Pelletier et al. (2014)	Six et al. (2017)
Methodology	Life cycle approach	•		•	•	•	•	•	•
	Multi-criteria approach	•	•	•	•	•	•	•	
	Main criteria						•	•	
	Comparability over flexibility	•						•	
	Reproducibility				•	•	•	•	
	Cut-off	•			•			•	
	Recycling / EoL formula	•						•	•
	OEF - SMEs							•	•
Future steps	Use of input-output analysis		•	•					
	Challenges	•		•			•	•	•
Advantages	Track environmental performance			•	•			•	
	Harmonized method	•				•			•
	Holistic / integrated point of view		•		•				
Comparison with other methods	OEF - O-LCA				•				
	OEF - GHG protocol				•			•	
	OEF - Other methods			•				•	

Figura 2: Concetti emergenti dagli articoli scientifici sulla metodologia OEF

Come emerge dalla Figura 2, gli articoli scientifici sull'OEF si focalizzano principalmente su: aspetti metodologici, vantaggi derivanti dall'implementazione, comparazioni con altri metodi e futuri sviluppi della metodologia. Quasi tutti i contributi evidenziano come la metodologia segua un approccio al ciclo di vita e multi-criteriale (si fa riferimento a 14 categorie d'impatto ambientale predefinite). Un altro aspetto rilevante emerso dall'analisi dei contributi è la riproducibilità degli studi OEF, assicurata dall'elevata rigidità dei principi e requisiti previsti dalla linea guida, individuando regole specifiche di settore e limitando l'arbitrarietà delle scelte metodologiche (ad es. non si possono effettuare cut-off). In questo modo si afferma la possibilità di comparare tra loro gli studi OEF, aspetto che, invece, è vietato dalla metodologia O-LCA. In riferimento all'applicazione pratica della metodologia, in più di un contributo si è riscontrato l'impiego delle analisi input-output multi-regionali per l'acquisizione dei dati per la fase dell'inventario. A differenza di quanto rilevato negli articoli riguardanti l'O-LCA, molto raramente vengono menzionate altre metodologie. Infine, la maggior parte dei contributi ha evidenziato quali sono le principali difficoltà incontrate nell'applicare l'OEF, proponendo delle soluzioni per le implementazioni future.

		Finogenova et al. (2018)	Forin et al. (2018)	Jungbluth et al. (2016)	Lo-Iacono-Ferreira et al. (2017)	Manzardo et al. (2018a)	Manzardo et al. (2018b)	Martínez-Blanco et al. (2018)	Martínez-Blanco et al. (2015a)	Martínez-Blanco et al. (2015b)	Martínez-Blanco et al. (2015c)	Moreira de Camargo et al. (2019)	Resta et al. (2016)
Definition and name	Definition		•			•			•	•	•	•	•
	Name								•	•	•		
Methodology	Life cycle approach	•	•		•		•	•	•	•	•	•	•
	Multi-criteria approach	•	•	•	•		•		•	•	•	•	•
	Organizational approach		•						•	•	•	•	
	Time references	•	•		•					•		•	
	Pathways		•		•						•	•	
	Phases		•		•	•	•	•	•	•		•	•
	Consolidation method		•		•	•	•		•	•		•	
	Direct and indirect activities	•	•		•	•	•	•	•	•		•	•
	Reporting unit		•	•	•	•	•		•	•	•	•	•
	Activity portfolio					•							
	Off-setting								•	•			
	Omissions or simplifications				•							•	
	Comparisons between organizations				•	•			•		•	•	•
	O-LCA - SMEs	•	•						•		•		
	Service organizations				•			•		•			
Future steps	Challenges	•	•		•	•	•	•				•	
	Implementation / Spread / Common	•	•		•		•	•	•		•	•	•
	Update		•					•					
Advantages	Benefits	•	•		•	•	•		•	•	•	•	•
	Support decision-making		•		•		•	•	•	•	•	•	•
	Track environmental performance	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•
Comparison with / Mention of other methods	O-LCA - LCA	•	•		•	•	•		•	•	•	•	•
	O-LCA - SO-LCA					•	•	•					
	O-LCA - EMAS		•		•								
	O-LCA - OEF	•	•		•	•	•	•	•	•	•		•
	O-LCA - GHG protocol	•	•	•	•				•	•	•	•	

Figura 3: Concetti emergenti dagli articoli scientifici sulla metodologia O-LCA

Per quanto riguarda la metodologia O-LCA, i contributi emersi si riferiscono principalmente ad aspetti definitori e metodologici, vantaggi derivanti dall'implementazione, e futuri sviluppi della metodologia (Fig. 3). Le principali tematiche affrontate hanno riguardato: i) le fasi previste dallo studio (le stesse previste dalla ISO 14044); ii) il metodo di consolidamento; iii) la classificazione delle attività in dirette e indirette (a monte e a valle dei confini organizzativi); iv) la reporting unit (che rappresenta l'unità di analisi ed è composta da due elementi, ovvero l'organizzazione di riferimento e il flusso di riferimento); v) i riferimenti temporali (le performance di un'organizzazione, rispetto a quelle di un prodotto, hanno maggiori probabilità di subire modificazioni da un periodo all'altro, ad esempio a causa di cambiamenti nel portafoglio prodotti); vi) la comparazione di studi relativi a diverse organizzazioni (non consentite dalla metodologia); vii) le peculiarità relative alle organizzazioni di servizi e alla previsione di specifici percorsi di implementazione della metodologia (pathways); infine, viii) le semplificazioni destinate alle piccole e medie imprese. Quasi sempre gli articoli indicano i vantaggi derivanti dall'implementazione dell'O-LCA, quali supporto al processo decisionale, tracciabilità delle performance ambientali, individuazione di "hot spot" ambientali. Molti contributi hanno messo in evidenza le criticità riscontrate e suggerito proposte di miglioramento per il futuro.

5. Conclusioni

Lo sviluppo di metodologie e strumenti per la valutazione degli impatti ambientali delle organizzazioni tramite approcci basati sul ciclo di vita rappresenta un importante avanzamento sia metodologico, sia pratico-operativo. Inoltre, esso consente di superare alcuni limiti intrinseci di prospettive focalizzate su prodotti e processi, per la possibilità di includere nell'analisi attività solitamente trascurate, in quanto solo indirettamente collegabili all'oggetto di indagine (ad es. attività e servizi comuni, viaggi di lavoro). Lo studio effettuato ha messo in evidenza come, pur a fronte dello sviluppo molto recente delle metodologie O-LCA e OEF, la comunità scientifica abbia recepito immediatamente la loro importanza, e così anche le organizzazioni, risultate spesso coinvolte nell'applicazione di studi e sperimentazioni. L'esiguità del totale dei contributi emersi rende ancora poco significative analisi bibliometriche, mentre molto più interessanti risultano i contenuti dei prodotti scientifici sinora pubblicati, che spaziano da aspetti terminologici e definitori, a quelli metodologici in senso stretto; in questo senso, le tematiche più dibattute sembrano finora essere quelle degli approcci multi-criterio, della reporting unit, dei metodi di consolidamento. Altrettanto rilievo è stato dato alla evidenziazione dei vantaggi e dei futuri sviluppi delle metodologie e alla comparazione con altri approcci finalizzati alla valutazione del ciclo di vita di organizzazioni o delle metodologie tra loro. Quest'ultimo rappresenta anche l'aspetto di maggiore interesse per i futuri sviluppi dello studio proposto.

6. Bibliografia

- European Commission, 2013. Recommendation of the Commission of the European Union on the Use of Common Methods to Measure and Communicate the Life Cycle Environmental Performance of Products and Organizations. Annex III: Organisation Environmental Footprint (OEF) Guide. 2013/179/EU. Official Journal of the European Union, L 124, vol. 56.
- Finogenova, N, Bach, V, Berger, M, Finkbeiner, M, 2018. Hybrid approach for the evaluation of organizational indirect impacts (AVOID): combining product-related, process-based, and monetary-based methods. *Int. J. Life Cycle Ass.* <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1544-7>
- Forin, S, Finkbeiner, M, Martínez-Blanco, J, 2018. Facts and figures from road testing the guidance on organizational lifecycle assessment. *Int. J. Life Cycle Ass.* <https://doi.org/10.1007/s11367-018-1533-x>
- ISO, 2014. ISO/TS 14072: Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines for Organizational Life Cycle Assessment. International Organization for Standardization, Geneva, Switzerland.
- Jungbluth, N, Keller, R, König, A, 2016. ONE TWO WE—life cycle management in canteens togetherwith suppliers, customers and guests. *Int. J. Life Cycle Ass.* 2, 646-653.
- Lehmann, A, Bach, V, Finkbeiner, M, 2015. Product Environmental Footprint in Policy and Market Decisions: Applicability and Impact Assessment. *Integr. Environ. Assess. Manag.* 11, 417-424.
- Lo-Iacono-Ferreira, VG, Torregrosa-López, JI, Capuz-Rizo, SF, 2017. Organizational life cycle assessment: suitability for higher education institutions with environmental management systems. *Int. J. Life Cycle Ass.* 22, 1928-1943.
- Manzardo, A, Loss, A, Jingzheng, R, Zuliani, F, Scipioni, A, 2018. Definition and application of activity portfolio and contro/influence approaches in organizational life cycle assessment. *J. Clean. Prod.* 184, 264-273.
- Manzardo, A, Loss, A, Niero, M, Vianello, C, Scipioni, A, 2018. Organizational Life Cycle Assessment: the introduction of the production allocation burden. *Procedia CIRP.* 69, 429-434.
- Manzardo, A, Loss, A, Mazzi, A, Scipioni, A, 2016. Organization life-cycle assessment (OLCA): methodological issues and case studies in the beverage-packaging sector, in: Muthu, SS (Ed.), *Environmental Footprints of Packaging*, pp. 47-73. Springer, Singapore.
- Martinez, S, Delgado, M, Martinez Marin, R, Alvarez, S, 2018. Organization Environmental Footprint through Input-Output Analysis A case study in the construction sector. *J. Ind. Ecol.* <https://doi.org/10.1111/jiec.12827>
- Martinez, S, Marchamalo, M, Alvarez, S, 2018. Organization environmental footprint applying a multi-regional input-output analysis: A case study of a wood parquet company in Spain. *Sci. Total Environ.* 618, 7-14.
- Martínez-Blanco, J, Forin, S, Finkbeiner, M, 2018. Launch of a new report: Road testing organizational life cycle assessment around the world: applications, experiences and lessons learned. *Int. J. Life Cycle Ass.* 23, 159-163.

- Martínez-Blanco, J, Inaba, A, Finkbeiner, M, 2016. Life cycle assessment of organizations, in: Finkbeiner, M (Ed.), *Special Types of Life Cycle Assessment*, pp. 333-394. Springer, Dordrecht.
- Martínez-Blanco, J, Inaba, A, Finkbeiner, M, 2015. Half-way Point in the Flagship Project “LCA of Organizations” by UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. *Journal of Life Cycle Assessment Japan*. 11, 97-103.
- Martínez-Blanco, J, Inaba, A, Finkbeiner, M, 2015. Scoping organizational LCA—challenges and solutions. *Int. J. Life Cycle Ass.* 20, 829-841.
- Martínez-Blanco, J, Inaba, A, Quiros, A, Valdivia, S, Milà-i-Canals, L, Finkbeiner, M, 2015. Organizational LCA: the new member of the LCA family—introducing the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative guidance document. *Int. J. Life Cycle Ass.* 20, 1045-1047.
- Moreira de Camargo, A, Forin, S, Macedo, K, Finkbeiner, M, Martínez-Blanco, J, 2019. The implementation of organizational LCA to internally manage the environmental impacts of a broad product portfolio: an example for a cosmetics, fragrances, and toiletry provider. *Int. J. Life Cycle Ass.* 24, 104-116.
- Neppach, S, Nunes, KR, Schebek, L, 2017. Organizational Environmental Footprint in German construction companies. *J. Clean. Prod.* 142, 78-86.
- Pedrazzani, R, Cavallotti, I, Bollati, E, Ferreri, M, Bertanza, G, 2018. The role of bioassays in the evaluation of ecotoxicological aspects within the PEF/OEF protocols: The case of WWTPs. *Ecotox. Environ. Safe.* 147, 742-748.
- Pedrazzini, S, Humbert, S, Dubois, C, Adams, A, Grossmith, A, Légise, P, Vermeiren, F, Hemelryck, S, Schreiber, H, Poivet, R, Wildenberg, M, Comploi, K, Zamagni, A, Masoni, P, Aubry, E, 2014. The EU Organisation Environmental Footprint applied to the Retail sector, in: Schenck, R, Huizen, D (Eds.), *Proceedings of the 9th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector (LCA Food 2014)*, San Francisco, California, USA, 8-10 October, pp.967-975.
- Pelletier, N, Allacker, K, Pant, R, Manfredi, S, 2014. The European Commission Organisation Environmental Footprint method: comparison with other methods, and rationales for key requirements. *Int. J. Life Cycle Ass.* 19, 387-404.
- 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.
- Six, L, De Wilde, B, Vermeiren, F, Van Hemelryck, S, Vercaeren, M, Zamagni, A., Masoni, P, Dewulf, J, De Meester, S, 2017. Using the product environmental footprint for supply chain management: lessons learned from a case study on pork. *Int. J. Life Cycle Ass.* 22, 1354-1372.
- UNEP/SETAC, 2015. *Guidance on Organizational Life Cycle Assessment*. Paris, France.
- UNEP/SETAC, 2017. *Road testing Organizational life cycle assessment around the world. Application, experiences and lessons learned*. Paris, France.

Life Cycle Assessment and Organisation Environmental Footprint di un'impresa polisettoriale della Provincia di Taranto

Bruno Notarnicola¹, Giuseppe Tassielli¹, Pietro Alexander Renzulli¹, Francesco Lasigna², Giovanna Leone²,
Francesco Lippo², Rosa Di Capua¹

¹ Dipartimento Jonico in "Sistemi Giuridici ed Economici del Mediterraneo: società, ambiente, culture",
Università degli Studi di Bari "Aldo Moro"

² Italcave S.p.A.

Email: bruno.notarnicola@uniba.it

Abstract

La crescente attenzione verso le problematiche ambientali sta spingendo numerose organizzazioni a ricorrere agli strumenti dell'ecologia industriale. Life Cycle Assessment e Organisation Environmental Footprint rappresentano gli strumenti più idonei per misurare le prestazioni ambientali delle attività produttive di un'azienda operante in settori economici diversificati. L'obiettivo dello studio è stato quello di applicare la metodologia di valutazione del ciclo di vita ai quattro macro-impianti gestiti dall'azienda Italcave S.p.A. al fine di valutare i carichi ambientali associati a ciascun sistema, per poi calcolare l'impronta ambientale dell'intera organizzazione. Il presente lavoro illustra i risultati della LCA applicata all'attività di impresa portuale e al deposito temporaneo di merci alla rinfusa della società, riportando infine la valutazione di impatto dell'impronta ambientale dell'organizzazione.

1. Introduzione

Negli ultimi anni numerosi programmi, direttive e regolamenti comunitari fanno riferimento ad una metodologia di analisi di impatto ambientale che prende in considerazione tutte le varie fasi di vita del prodotto, processo o attività. Lo strumento per eccellenza che risponde a questa finalità è rappresentato dalla metodologia Life Cycle Assessment (LCA). A differenza della LCA che permette la valutazione ambientale del singolo sistema di prodotto o servizio, l'Organisation Environmental Footprint (OEF) è un metodo basato sullo strumento LCA, che permette di calcolare attraverso più criteri la performance ambientale di un'organizzazione che fornisce un portafoglio di prodotti o servizi (Commissione Europea, 2013).

Un'importante impresa polisettoriale della Provincia di Taranto, la Italcave S.p.A., ha deciso di implementare lo strumento di LCA ai suoi quattro sistemi produttivi nel rispetto dei requisiti previsti dalle norme di riferimento (ISO 2006a; ISO 2006b). Il core business della società è rappresentato dal sistema di trattamento di rifiuti speciali non pericolosi (RSNP). In letteratura, sono numerosi gli studi che applicano lo strumento di LCA a sistemi di gestione di rifiuti (Laurent et al., 2014). Accanto a questa attività, la società si occupa dell'attività di estrazione e lavorazione di inerti calcarei, svolge attività di impresa portuale presso il molo polisettoriale del porto di Taranto e gestisce un deposito temporaneo di merci alla rinfusa (Italcave, 2017). Partendo dall'identificazione e quantificazione dei consumi di energia, dei materiali e dei rilasci nell'ambiente (emissioni in aria, acqua, suolo) nel corso dell'intero ciclo di vita, lo strumento LCA ha permesso di evidenziare le fasi critiche di ciascun sistema, di individuare soluzioni di mitigazione degli impatti identificati monitorandoli nel tempo per valutarne i miglioramenti. Gli studi di LCA delle quattro attività aziendali hanno rappresentato la base per valutare l'intero sistema organizzativo della Italcave S.p.A. attraverso un approccio di OEF. L'obiettivo del presente lavoro è quello di presentare i risultati dello studio di LCA dell'attività di movimentazione delle merci sul molo polisettoriale di Taranto e del deposito temporaneo di merci alla rinfusa ed infine il calcolo complessivo dell'impronta ambientale dell'organizzazione.

2. Life Cycle Assessment delle attività produttive della Italcave S.p.A.

L'applicazione della OEF alle attività produttive della Italcave S.p.A. si è basata sull'applicazione della metodologia LCA ai quattro macro-impianti della società, che ha richiesto la definizione di tutti gli elementi che determinano i sistemi da analizzare e di tutte le ipotesi ed assunzioni alla base degli studi. In primo luogo, sono state precisate le funzioni degli impianti e l'unità funzionale a cui riferire tutti i flussi da e verso l'ambiente raccolti nella fase dell'analisi dell'inventario. In seguito, si sono definiti una serie di altri aspetti: gli approcci riguardanti il problema dell'allocazione degli impatti ambientali tra eventuali co-prodotti dei sistemi studiati, le fonti dei dati, la metodologia di valutazione degli impatti, la copertura temporale degli studi, la modellazione dell'inventario dell'energia elettrica e dei trasporti, ipotesi ed assunzioni specifiche per ciascun sistema.

Lo studio di LCA di ciascun processo produttivo ha messo in evidenza le fasi più impattanti del ciclo di vita. Dallo studio di LCA del sistema di trattamento dei RSNP e dell'attività di estrazione e lavorazione di inerti calcarei è emerso come le fasi critiche siano rappresentate nel primo caso dal trasporto da terzi dei rifiuti all'impianto e dalla gestione operativa della discarica (Notarnicola et al., 2018a) e nel secondo dalla fase di coltivazione del fronte di cava e dalla fase di carico e trasporto degli inerti dalla volata all'impianto di frantumazione e vagliatura primaria (Notarnicola et al., 2018b). Nei paragrafi a seguire si riportano i risultati della LCA degli altri due sistemi produttivi gestiti dalla società. Il metodo di valutazione degli impatti ambientali utilizzato è quello proposto dalle linee guida dell'International Reference Life Cycle Data System (JRC, 2010) - ILCD 2011 Midpoint+.

2.1. Life Cycle Assessment dell'attività di impresa portuale

Lo studio di LCA dell'attività di impresa portuale ha valutato gli impatti ambientali lungo l'intero ciclo di vita dell'operazione di sbarco al porto delle merci. In questo caso lo studio di LCA ha ad oggetto la valutazione del ciclo di vita di un servizio.

La figura 2.1 riporta il diagramma di flusso del sistema con riferimento all'anno 2016. La funzione svolta dal sistema è l'attività di sbarco delle merci da navi mercantili, per cui si definisce come unità funzionale una tonnellata di merce movimentata in ingresso. Come si evince dal diagramma di flusso, nell'anno 2016, sono state movimentate complessivamente 111.026 tonnellate di merci, di cui l'80% rappresentate da pet-coke, il 14% da palm oil, il 5% da silicato di ferro e il restante 1% da tubi. A differenza delle altre merci che dopo la fase di sbarco sono caricate in fase su automezzi, i tubi una volta scaricati sono stoccati sulla banchina.

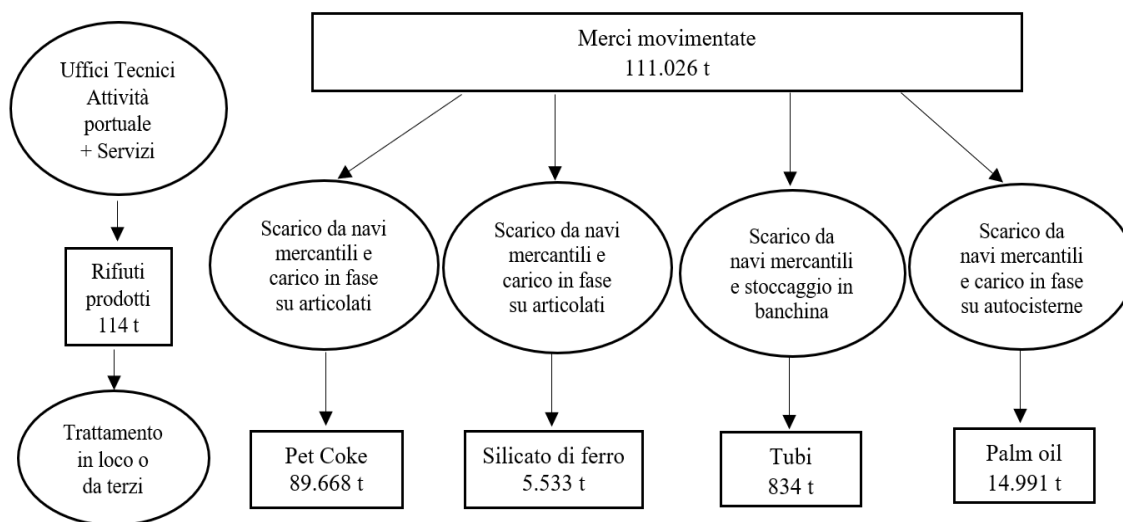


Figura 2.1: Diagramma di flusso dell'operazione di sbarco al porto delle merci svolta dalla società Italcave S.p.A. – anno 2016

L'attività più impattante del sistema è rappresentata dall'attività di scarico del pet-coke dalle navi mercantili e il successivo carico in fase su articolati, che incide, a causa principalmente dei consumi di gasolio delle gru semoventi, per l'85% del totale sulla categoria d'impatto formazione di smog fotochimico (POF) e per l'84% sulla categoria d'impatto acidificazione (A) a causa delle emissioni di ossidi di azoto e sulla categoria effetto serra (CC) a causa delle emissioni di anidride carbonica. La fase di ponderazione, effettuata con una serie di pesi uguali, illustrata in figura 2.2, conferma come il processo più impattante sia rappresentato dall'attività di sbarco del pet-coke.

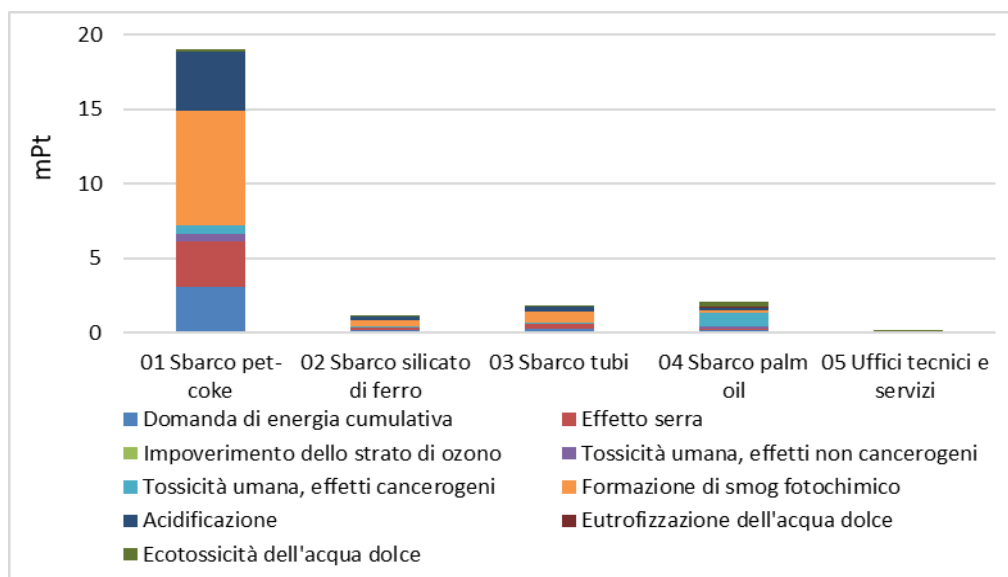


Figura 2.2: Risultati ponderati in termini di contributo di ciascun impatto a ciascuna fase del ciclo di vita riferiti ad una tonnellata di merce movimentata in ingresso (UF) – anno 2016

2.2. Life Cycle Assessment del deposito temporaneo di merci alla rinfusa

Lo studio di LCA del deposito temporaneo di merci alla rinfusa ha valutato gli impatti ambientali lungo l'intero ciclo di vita dell'attività di stoccaggio temporaneo di carbon fossile e pet-coke.

La figura 2.3 riporta il diagramma di flusso del sistema con riferimento all'anno 2016. La funzione svolta dal sistema è la movimentazione delle merci alla rinfusa in ingresso al deposito, per cui si definisce come unità funzionale una tonnellata di merce depositata temporaneamente nelle aree appositamente allestite dall'Italcave. Come si evince dal diagramma di flusso, nell'anno 2016, sono state depositate complessivamente 95.201 tonnellate di merci, di cui il 94% rappresentate da pet-coke e il 6% da silicato di ferro.

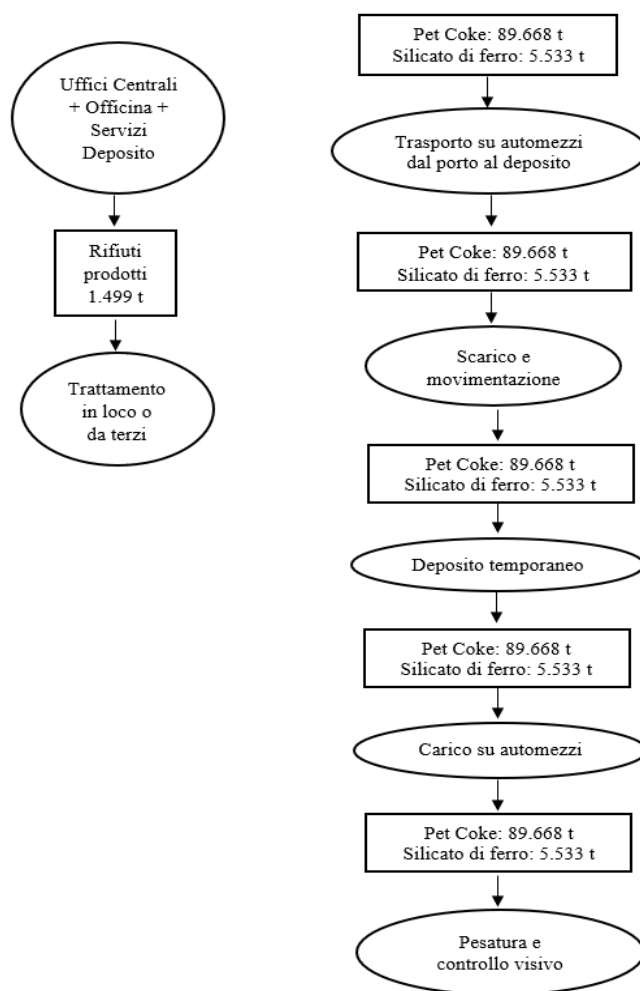


Figura 2.3: Diagramma di flusso dell'attività di deposito temporaneo di merci alla rinfusa svolta dalla società Italcave S.p.A. – anno 2016

L'attività più impattante del sistema è rappresentata dall'attività di trasporto delle merci alla rinfusa dal molo polisettoriale fino al deposito. Questa fase incide per oltre il 90% del totale sulle categorie d'impatto di tossicità umana e acquatica, a causa delle emissioni di metalli pesanti dei relativi processi di background. Il trasporto delle merci al deposito, inoltre, incide per il 91% sulla categoria d'impatto di impoverimento dello strato di ozono (OD) a causa delle emissioni di composti alogenati e per l'84% sulla categoria d'impatto eutrofizzazione dell'acqua dolce.

La figura 2.4 riporta i risultati della fase di ponderazione con riferimento ad una tonnellata di merce depositata nell'anno 2016.

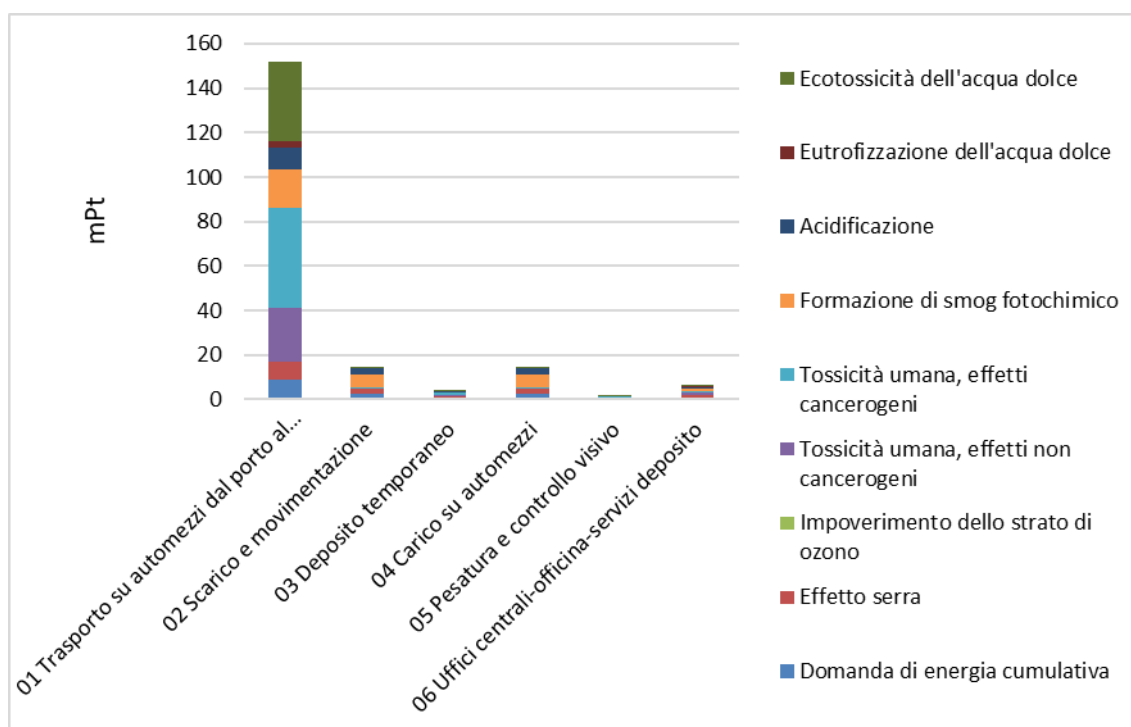


Figura 2.4: Risultati ponderati in termini di contributo di ciascun impatto a ciascuna fase del ciclo di vita riferiti ad una tonnellata di merce depositata (UF) – anno 2016

3. Calcolo dell'impronta ambientale dell'organizzazione

Così come previsto nelle linee guida indicate nella guida OEF, l'organizzazione Italcave S.p.A. rappresenta l'unità di riferimento per l'analisi, il cui portafoglio di prodotti/servizi rappresenta la base di definizione dei confini dell'organizzazione. I processi considerati nello studio includono i processi upstream che avvengono al di fuori dei siti di produzione e includono tutte le attività che vengono svolte a monte di ciascuna filiera produttiva (estrazione e lavorazione delle materie prime e il loro trasporto all'impianto), i processi core all'interno degli impianti sopra descritti (attività produttive in senso stretto) e i processi downstream che includono le attività necessarie dopo l'attività di produzione (manutenzione degli impianti e degli automezzi e trattamento dei rifiuti di processo). La funzione principale dell'organizzazione, ai fini del calcolo dell'OEF, è la fornitura di prodotti e servizi nell'anno 2016. Il portafoglio di prodotti dell'organizzazione rappresenta la base del profilo di utilizzo delle risorse e di emissioni utilizzata per calcolare e valutare l'impronta ambientale dell'organizzazione. Il metodo di valutazione degli impatti ambientali utilizzato nel presente studio di OEF è quello proposto dalle linee guida dell'International Reference Life Cycle Data System (JRC, 2010) - ILCD 2011 Midpoint+. Nell'anno 2016, l'organizzazione ha fornito i seguenti prodotti e servizi:

- Trattamento di 547.701 tonnellate di RSNP;
- Produzione di 869.725 tonnellate di inerti calcarei;
- Sbarco di 111.026 tonnellate di merci da navi mercantili e carico in fase su automezzi;
- Deposito temporaneo di 215.533 tonnellate di merci alla rinfusa

La tabella 1 riporta i risultati di caratterizzazione e l'eco-indicatore della OEF di Italcave S.p.A. per il totale di prodotti/servizi gestiti nel 2016. È stato possibile calcolare il profilo ambientale complessivo dell'organizzazione moltiplicando l'impatto di una singola tonnellata di prodotto/servizio gestito nei rispettivi siti produttivi per il totale delle tonnellate gestite. Il profilo ambientale complessivo dell'organizzazione è riferito alla gestione complessiva di 1.743.985 t di merci nel 2016. Per semplicità i dati non sono riferiti a 1.743.985 t di merci complessivamente gestite nel 2016 ma ad una tonnellata gestita nel 2016.

Tabella 3.1: Risultati di caratterizzazione ed eco-indicatore della OEF di Italcave S.p.A. per il totale di prodotti/servizi gestiti nel 2016.

caratterizzazione			Eco-indicatore	
	Unità	risultati di caratterizzazione	Unità	Eco-indicatore
Cumulative energy demand	MJ eq	4,69E+08	MPt	0,14237017
Climate change	t CO _{2eq}	1,39E+08	MPt	0,60478201
Acidification	molc H+ eq	4,5768238	MPt	0,008507384
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	5,5359507	MPt	0,41701334
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	0,89750425	MPt	0,97655378
Human toxicity, non-cancer effects	CTUh	201033,81	MPt	0,25462136
Human toxicity, cancer effects	CTUh	167007,58	MPt	0,14176192
Freshwater ecotoxicity	CTUe	2000,4986	MPt	0,054270309
Freshwater eutrophication	kg P eq	1,42E+08	MPt	0,65212248
Totale			MPt	3,252

La successiva figura 3.1 riporta il confronto fra gli eco-indicatori riferiti alla gestione di una tonnellata di prodotto/servizio rispettivamente nei quattro siti, da cui si evince che il trattamento di una tonnellata di rifiuto speciale sia più impattante rispetto alla produzione di una tonnellata di inerti calcarei o allo sbarco di una tonnellata di merci sul molo polisetoriale o al deposito temporaneo di una tonnellata di merci alla rinfusa.

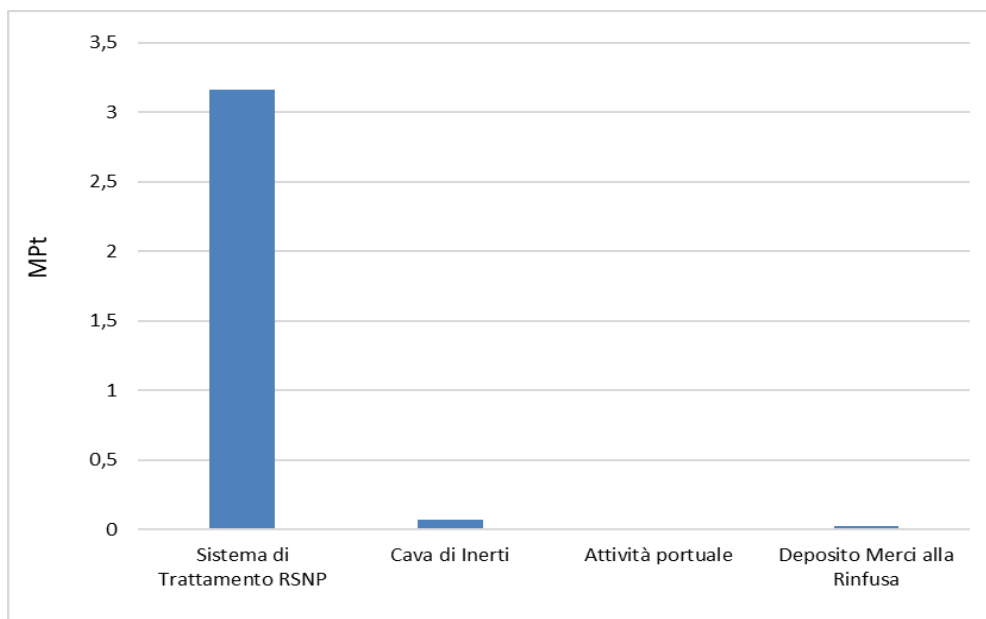


Figura 3.1: Eco-indicatore riferito a 1 t di prodotto/servizio gestito

4. Discussione e conclusioni

I principali punti critici del sistema sui quali è possibile intervenire per un miglioramento complessivo dell'impronta ambientale dell'organizzazione sono rappresentati dalla gestione del percolato e del biogas di discarica.

Sarebbe possibile limitare l'impatto dell'attività di gestione del percolato, i cui principali impatti sono legati principalmente al suo trasporto all'impianto di trattamento off-site, attraverso l'uso di un impianto di trattamento in loco che eviterebbe gli impatti associati a tale trasporto, per cui è già in corso specifico iter autorizzativo.

Le emissioni atmosferiche del biogas diffuso, che è comunque una piccola quota rispetto a quello captato, contribuiscono al fenomeno dell'effetto serra dovuto al metano biogenico. Il calcolo della produzione di biogas nell'orizzonte temporale dei 30 anni ha tenuto conto della composizione merceologica dei rifiuti da cui si è partiti per stimare le tonnellate di carbonio biogenico che daranno vita al biogas nel lungo periodo. Una migliore definizione del rifiuto in ingresso, dal punto di vista dell'analisi chimica elementare, ora limitata, come da normativa, all'ammissibilità, permetterebbe di ridurre le incertezze legate a tali stime. Per mitigare le emissioni di biogas nel lungo periodo, sarebbe consigliabile monitorare le emissioni dalla superficie della discarica con tecniche appropriate a livello globale e locale. In particolare, la termografia ad infrarosso rappresenta una tecnica molto utile per una prima indagine di queste dispersioni in quanto permette di individuare in modo estremamente rapido le anomalie termiche che possono essere causate da fughe di biogas. La tecnica della camera di accumulo (flux-chamber), ora utilizzata, può essere utilizzata successivamente per misurare in modo puntuale ed economico l'emissione diffusa di biogas dal corpo della discarica attraverso misure di flusso geo-referenziate su maglia regolare sull'intero corpo della discarica. Analizzata la distribuzione spaziale delle emissioni diffuse di biogas dal suolo, è possibile intervenire con metodiche dedicate per incrementare la captazione del biogas.

In conclusione, l'applicazione della metodologia OEF si prefigge di raggiungere nel lungo periodo una molteplicità di risultati, tra cui l'ottimizzazione dei processi produttivi lungo tutta la catena di approvvigionamento dei prodotti/servizi dell'organizzazione, la comunicazione delle prestazioni ambientali alle parti interessate, il miglioramento della reputazione e della

visibilità della società ed il conseguimento degli obiettivi nel quadro del sistema di gestione ambientale. Nell'ottica del miglioramento continuo delle performance ambientali, i risultati dello studio di OEF applicato alla società Italcave S.p.A. sono propedeutici per il continuo monitoraggio delle prestazioni ambientali dell'intero sistema organizzativo.

Per quanto concerne gli aspetti metodologici, il presente studio di OEF non è completamente conforme alle linee guida generali proposte dalla Commissione Europea per quanto riguarda l'analisi della qualità dei dati e la misurazione dell'End-of-Life. A tal proposito, si rende necessario effettuare una valutazione semiquantitativa della qualità dei dati relativi ai processi che rappresentano almeno il 70% dei contributi per ciascuna categoria di impatto, migliorare la gestione della multifunzionalità in situazioni di fine vita ed il calcolo delle emissioni e dell'uso del suolo, che contribuiscono al fenomeno dell'effetto serra.

5. Bibliografia

Commissione Europea, 2013. 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.

ISO, 2006a. UNI EN ISO 14040: 2006. "Environmental management. Evaluation of the life cycle. Principles and framework of reference ".

ISO, 2006b. UNI EN ISO 14044: 2006. "Environmental management. Evaluation of the life cycle. Requirements and guidelines ".

Italcave, 2017. Environmental Declaration 2016-2019 – Rev. 1 del 20/02/2017. <http://www.italcave.it/>.

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., ... & Christensen, T. H. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems—Part I: Lessons learned and perspectives. *Waste management*, 34(3), 573-588.

Notarnicola B., Tassielli G., Renzulli P.A., Lasigna F., Leone G., Di Capua R., 2018a. Life Cycle Assessment of a Non-Hazardous Industrial Waste Treatment System. In: Book of Papers of the 24th International Sustainable Development Research Society Conference (ISDRS 2018) Actions for a Sustainable World: From Theory to Practice, Edited by The Organizing Committee of the ISDRS 2018 Conference, ISBN: 978-88-943228-6-61 pagg. 498-511.

Notarnicola B., Tassielli G., Renzulli P.A., Lasigna F., Leone G., Di Capua R., 2018b. Life Cycle Assessment of a calcareous aggregates extraction and processing system. In: Proceedings of the 12th Italian LCA Network Conference, Messina, 11-12th June 2018, ISBN: 978-88-8286-372-2 pagg. 250-257.

Spreco alimentare: un pericoloso ostacolo ai SDGs

Anna Mazzi¹, Nataly Johanna Becerra Virguez¹

¹Università degli Studi di Padova, Dip. Ingegneria Industriale. Via Marzolo 9, 35131 Padova
Email: anna.mazzi@unipd.it

Abstract

Nel mondo un terzo del cibo prodotto per il consumo umano diventa rifiuto: ciò significa che oltre il 30% di tutte le attività e risorse impiegate lungo la filiera è utilizzato inutilmente. Questo comporta costi economici ed impatti ambientali esasperanti, che impediscono alla comunità internazionale di perseguire l'obiettivo di garantire accessibilità a cibo ed acqua sicuri per tutti e in tutto il mondo. Una riflessione sui fattori che determinano il fenomeno dello spreco alimentare porta ad individuare possibili soluzioni e alcune questioni aperte.

1. Introduzione

Sebbene sia un fenomeno recente, lo spreco alimentare rappresenta un problema socio-economico di scala globale. Le perdite lungo la filiera alimentare sono molteplici, le cause variano in base al prodotto e alle dinamiche produttive e distributive e le conseguenze determinano inutili consumi di risorse naturali, energia, impianti e forza lavoro, con costi economici proibitivi e impatti ambientali preoccupanti (FAO et al., 2019). A tutto questo va aggiunto l'aspetto etico, che rende intollerabile il problema e richiede provvedimenti urgenti, per evitare di allontanarsi ulteriormente dagli obiettivi di sviluppo sostenibile delle Nazioni Unite. È il "paradosso della scarsità nell'abbondanza" (Save the Children, 2012): di fronte ad una popolazione mondiale in crescita e con una produzione agricola raddoppiata, una persona su cinque è sottanutrita. Ciò testimonia il profondo disequilibrio tra economie ricche e persone povere nell'accesso alle risorse e nel raggiungimento di adeguati livelli di qualità di vita.

L'Unione Europea, nel pacchetto di norme emanato a favore dell'economia circolare, cerca di intervenire su questo problema, vincolando i Paesi membri ad una riduzione sostanziale degli scarti alimentari nei prossimi anni (Commissione Europea, 2015). Tuttavia, ad oggi molti Paesi europei, tra cui l'Italia, non hanno adottato soluzioni incisive per intervenire in modo risolutivo e rimangono gravemente lontani dall'impegno comunitario di ridurre il food waste.

L'articolo osserva il fenomeno dello spreco alimentare con un approccio di ciclo di vita e, con il supporto della recente letteratura scientifica, va ad individuare le fasi in cui lo spreco alimentare ha origine e i fattori che lo determinano; conclude proponendo interventi di riduzione dello spreco e valorizzazione delle risorse e sottolinea alcuni ambiti di ricerca che rimangono da esplorare.

2. Lo spreco alimentare: cos'è

L'Unione Europea (European Union, 2019) definisce spreco alimentare qualsiasi alimento e parte non commestibile di cibo che viene rimosso dalla filiera alimentare per essere recuperato o smaltito mediante compostaggio, digestione anaerobica, produzione di bioenergia, incenerimento, smaltimento in fognatura, in discarica o in mare. Esclude invece i prodotti e sottoprodotti rimossi dalla filiera inviati all'alimentazione animale o utilizzati per la produzione di materiale a base biologica o trattamento biochimico.

La FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) distingue tre elementi componenti lo spreco alimentare (FAO, 2019):

- **Food loss** (perdita alimentare): si riferisce alla diminuzione in massa o in valore nutrizionale del cibo originariamente destinato al consumo umano; queste perdite sono causate dall'inefficienza della catena alimentare, come infrastrutture e tecnologie inadeguate, incapacità di gestione logistica e mancanza di accesso ai mercati; questi sprechi derivano anche da fattori meteorologici che determinano perdite di raccolto.
- **Food waste** (rifiuto alimentare) si riferisce al prodotto che viene scartato in fase di trasformazione industriale, distribuzione e consumo, per esigenze produttive e di mercato, inefficienze di distribuzione, eccesso di offerta o abitudini di acquisto.
- **Food wastage** (spreco alimentare) comprende qualsiasi sostanza sana e commestibile che, invece di essere destinata al consumo umano, viene sprecata, persa o degradata in ogni fase della filiera; esso comprende la perdita alimentare e il rifiuto alimentare.

La terza definizione che arricchisce la nostra analisi è quella proposta da Segrè e Falasconi (2011), in cui lo spreco alimentare include tutti i prodotti commestibili scartati lungo la food supply chain (FSC), che hanno perso valore commerciale ma che possono essere ancora destinati al consumo umano. Lungo tutta la filiera avvengono perdite: si tratta di prodotti consumabili ma non più vendibili, che in assenza di uso alternativo vengono destinati all'eliminazione e allo smaltimento. Questa definizione fa una distinzione fra spreco assoluto e spreco relativo, focalizzando l'attenzione sulla destinazione dei prodotti rispetto alla filiera alimentare. Secondo questa accezione, gli scarti alimentari sono prodotti che perdono le caratteristiche di merce, ma non quelle di alimento: sono prodotti invenduti e non invendibili.

3. Il ciclo di vita dello spreco alimentare

Partendo dalle fasi della FSC, è possibile individuare quattro momenti in cui lo spreco alimentare ha origine (Papargyropoulou et al., 2014). Analizzando queste fasi è possibile individuare le strategie di intervento per ridurre lo spreco.

1. **Fase di allevamento/coltivazione:** le rese agricole e di allevamento sono condizionate da tecniche di preparazione del terreno, semina e coltivazione, alimentazione del bestiame e sistemi di riproduzione, a cui si uniscono competenze, tecnologie ed attrezzature di supporto sempre più complesse. Requisiti di qualità della rete distributiva introducono una selezione dei prodotti e causano scarti, mentre condizioni meteorologiche sfavorevoli possono aumentare la quota parte di prodotti agricoli persa in questa fase.
2. **Fase di trasformazione:** le procedure di lavorazione industriale comportano scarti di produzione per rispettare requisiti di qualità e salubrità dei prodotti, condizione indispensabile nell'industria alimentare. La quantità di prodotto scartato può essere ridotta aumentando l'efficienza produttiva e adottando tecnologie opportunamente progettate; sistemi di prevenzione e gestione del rischio, soluzioni di conservazione e di packaging possono contribuire ulteriormente alla riduzione dello spreco alimentare in questa fase.
3. **Fase di distribuzione:** aumentando la varietà di prodotti disponibili sul mercato, la FSC aumenta in lunghezza e complessità e richiede evoluti sistemi logistici, di conservazione e di rintracciabilità; inoltre, gli standard quantitativi ed estetici di mercato e le strategie di marketing fanno aumentare la quantità di prodotto invenduto.
4. **Fase di consumo:** lo spreco alimentare nell'ultima fase della filiera è legato all'eccedenza dei prodotti acquistati, ad inadeguata gestione delle scorte, nonché a fattori socio-culturali e personali. Sistemi di conservazione e rintracciabilità adeguati ed iniziative di sensibilizzazione all'acquisto responsabile possono contribuire a ridurre gli sprechi in questa ultima fase.

4. Cause ed effetti dello spreco alimentare

4.1. Fattori geo-economici

Partendo dai dati pubblicati recentemente dalla FAO (2019), è possibile tracciare una mappa geo-economica dei fattori che maggiormente contribuiscono alla perdita di risorse lungo la FSC nelle diverse economie del mondo (figura 1).

I cereali sono alimenti poveri e con scarso valore commerciale; per questo, nelle economie più ricche lo spreco di questi prodotti è molto elevato, mentre è molto contenuto nelle zone più povere del mondo, dove essi rappresentano la base della dieta giornaliera. Il pesce, data la sua veloce deperibilità, necessita di costose procedure di conservazione e trasporto, che lo rendono un alimento accessibile per i Paesi più ricchi; diversamente, nei Paesi più poveri il consumo è limitato ad una disponibilità immediata e lo scarto è maggiore nella fase di trasformazione. La carne è un alimento costoso che richiede tecniche di allevamento e lavorazione complesse, pertanto i paesi industrializzati riescono a contenere notevolmente gli scarti nelle prime fasi della FSC, registrando gran parte degli sprechi in fase di consumo; al contrario, per i paesi poveri la maggior parte dello scarto si concentra nelle prime fasi della filiera ed è trascurabile in fase di consumo. I latticini richiedono competenze e tecnologie evolute per gestire tecniche di trasformazione complesse, perciò le perdite di prodotto lungo la filiera sono notevolmente differenti tra economie industrializzate ed economie meno sviluppate. Frutta e verdura sono i prodotti maggiormente scartati, a causa della facile deperibilità; inoltre, la loro stagionalità ne condiziona il consumo e provoca spesso eccessi di produzione e merce invenduta. Semi e legumi hanno la maggiore perdita nella fase di raccolta e sono i prodotti con una minore percentuale di scarto complessivo.

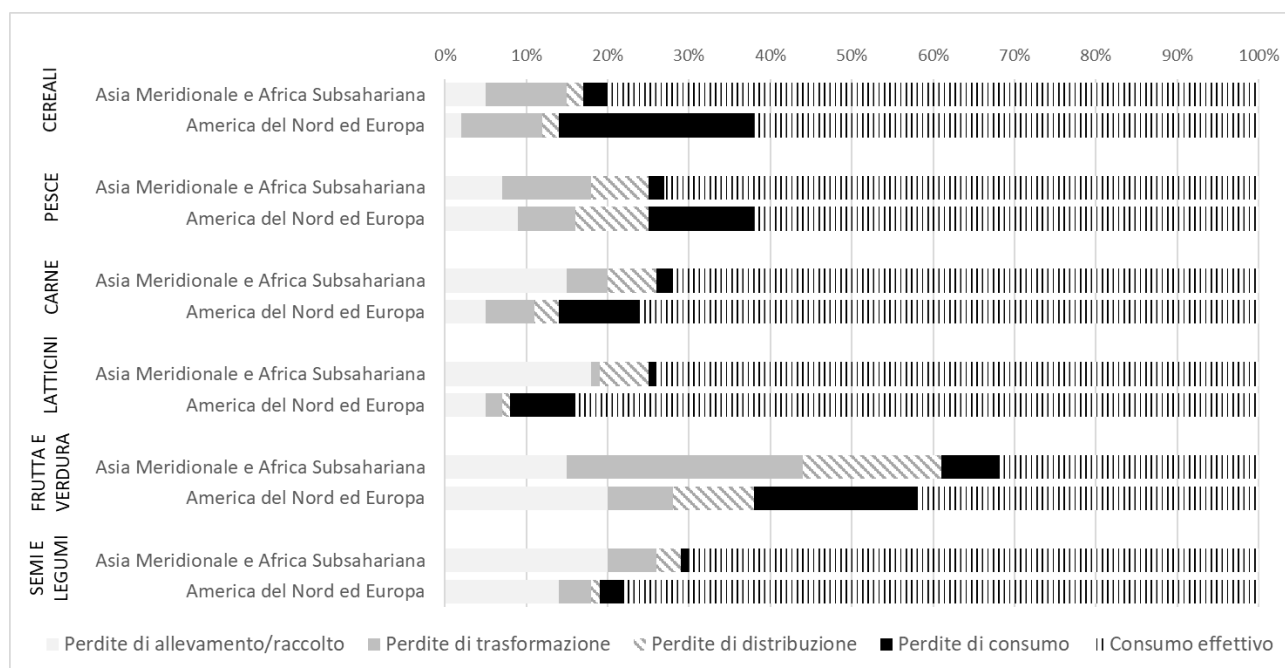


Figura 1: Percentuale dei prodotti lungo la FSC e consumo effettivo per aree ricche e povere

4.2. Fattori economici

Per essere efficacemente analizzata, la questione del food waste deve tenere in considerazione anche alcuni fattori economici che contribuiscono al problema.

Lo spreco alimentare in fase di distribuzione è collegato a necessità tecniche e gestionali, volte a garantire la qualità e la sicurezza dei prodotti. Tuttavia, alcune inefficienze della fase distributiva, che determinano perdite alimentari, derivano dall'estrema variabilità delle richieste del mercato e dagli standard qualitativi richiesti (Schanes et al., 2018), che a loro volta sono legati a necessità indotte nei consumatori da complessi fattori socio-culturali (Teller et al., 2018). Inoltre, lo spreco in fase di consumo deriva da scelte che i consumatori fanno in momenti e luoghi diversi e che non sempre sono coerenti con le proprie abitudini alimentari. Ciò determina un gap tra necessità, intenzioni e risultati di ciò che viene acquistato e di ciò che poi è effettivamente consumato (Hebrok and Heidenstrøm, 2019).

Tra le cause dello spreco alimentare, aspetti socio-culturali e psicologici dei consumatori giocano un ruolo fondamentale. Rispetto ad essi, la grande distribuzione organizzata (GDO) e le grandi multinazionali del settore ha un'importante responsabilità, potendo intervenire sull'informazione e sui bisogni indotti (Brancoli et al., 2017): politiche di marketing opportune e strategie distributive adeguate possono contribuire molto alla riduzione degli scarti in fase di distribuzione e di consumo (Schmidt and Matthies, 2018; Setti et al, 2018).

4.3. Impatti ambientali

Negli ultimi anni si sono moltiplicati gli studi di valutazione degli impatti ambientali nel settore agrifood, in particolare in Europa, e il Life Cycle Assessment (LCA) è lo strumento più frequentemente utilizzato (Sala et al., 2017). Questi studi mettono in evidenza i prodotti del settore agrifood che maggiormente contribuiscono all'impatto ambientale dello scarto alimentare. Da questi studi è possibile inoltre comprendere il contributo che le singole fasi della FSC determinano sull'impatto ambientale complessivo.

Facendo riferimento agli studi più recenti condotti in Europa (Notarnicola et al., 2017/b, Scherhauser et al., 2018; Beylot et al., 2019), i prodotti che determinano un maggiore impatto ambientale sono carne e latticini, seguiti da frutta e verdura e prodotti da forno. La fase della FSC che registra il maggior contributo di impatto ambientale è quella di coltivazione/allevamento, comportando consumo di suolo, cambiamento climatico ed utilizzo di risorsa idrica. Le fasi di trasformazione e distribuzione contribuiscono all'impatto ambientale in particolare per l'utilizzo di energia ed il consumo di fonti fossili per la lavorazione, la conservazione ed il trasporto. La fase di fine vita, limitatamente agli impatti associati al trattamento del food waste, ha un contributo maggiore rispetto alle fasi precedenti di trasformazione e distribuzione.

Vi sono però alcuni fattori che complicano la nostra analisi. In primis, gli impatti ambientali associati alla FSC possano essere molto diversi in base alla tipologia di prodotto alimentare considerato (Scherhauser et al., 2018). Inoltre, la valutazione mediante LCA degli impatti ambientali di prodotti agroalimentari è fortemente condizionata dalle scelte metodologiche fatte nei singoli studi (Notarnicola et al., 2017/a). Infine, va detto che sovente gli studi LCA sono svolti con un approccio "from field to fork" ed il contributo dello scarto alimentare è trascurato se non addirittura escluso. Questo, oltre che rappresentare un evidente limite in un approccio di ciclo di vita (Corrado et al., 2017), riduce le informazioni a nostra disposizione per approfondire la questione del food waste.

5. Come ridurre lo spreco alimentare: alcune proposte

5.1. Food waste framework

In linea con gli indirizzi dell'Unione Europea in materia di gestione dei rifiuti, lo scarto alimentare va risolto con un approccio nuovo, che metta al primo posto l'impegno nella

prevenzione degli sprechi e delle eccedenze, in tutte le fasi della filiera (Papargyropoulou et al., 2014).

Come rappresentato in figura 2, le soluzioni su cui investire devono in primis minimizzare gli scarti programmando le attività in funzione della resa. Come seconda alternativa, vanno tentate tutte le possibilità di recupero e riuso dei prodotti scartati con il minimo intervento di lavorazione ulteriore, privilegiando come finalità il consumo umano. Il terzo step può prevedere ogni forma di riciclo, che finalizzi l'utilizzo degli scarti alla produzione di beni con valore di mercato. Solo come ultimo step, vanno considerati il recupero energetico ed il compostaggio, come forma meno nobile di recupero per gli scarti alimentari.

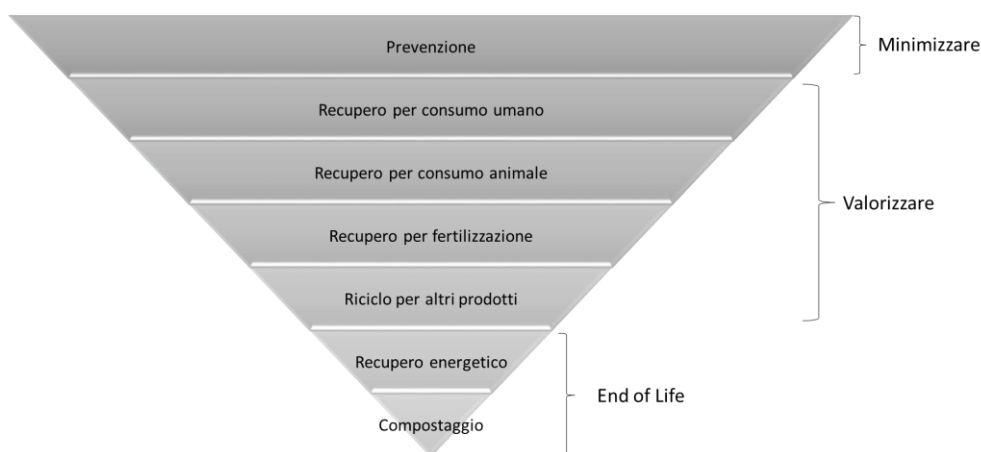


Figura 2: Food waste hierarchy

Per mettere in atto le proposte di figura 2, è utile distinguere tra surplus alimentare e rifiuto alimentare. Il primo si genera lungo tutta la filiera e rimane tale finché è edibile per il consumo umano; quando non è più edibile, esso diventa appunto rifiuto. Per minimizzare gli scarti si deve intervenire per ridurre il surplus e per evitare che diventi rifiuto (Papargyropoulou et al., 2014). Sistemi di programmazione della produzione, educazione dei consumatori e miglioramento delle tecniche di conservazione possono essere azioni efficaci.

Una seconda distinzione va fatta tra scarto alimentare evitabile e non evitabile. Lo scarto evitabile rappresenta prodotti commestibili che non dovrebbero diventare rifiuto: gli interventi volti a minimizzare gli scarti evitabili vanno adottati prioritariamente. Lo scarto alimentare non evitabile, invece, è rappresentato dalle parti di prodotto alimentare che, per motivi di sicurezza o esigenze di lavorazione, non sono utilizzabili per l'alimentazione umana: per essi si deve puntare a soluzioni di recupero o riciclo, anche in altri settori, in modo da valorizzarne le potenzialità economiche (Morone et al., 2019).

5.2. Agire sulla filiera

Tutte le azioni ipotizzate in figura 2 richiedono di affrontare il fenomeno con la consapevolezza e la corresponsabilità di tutti i soggetti nella FSC, in particolare in fase di distribuzione e consumo.

In primis, vanno adottati interventi di prevenzione: politiche distributive e di marketing possono condizionare sensibilmente i consumatori, promuovendo abitudini efficienti nell'acquisto e consumo di beni alimentari (Setti et al., 2018). La GDO può intervenire aumentando l'efficienza dei processi di conservazione e distribuzione. Altre iniziative più

efficaci nella riduzione degli sprechi, sia in fase distributiva che di consumo, possono essere l'applicazione di sconti per prodotti vicini alla data di scadenza e l'utilizzo di shelf-life dinamiche in funzione delle abitudini di acquisto del mercato (Buisman et al., 2019). Ancora, è possibile puntare su una gestione più autonoma delle opportunità di acquisto e consumo da parte dei consumatori, come l'auto-affermazione di tecniche di pricing, requisiti di qualità dei prodotti e date di scadenza (Graham-Rowe et al., 2019).

Tra le azioni di recupero, si moltiplicano, soprattutto in Italia, iniziative di collaborazione tra enti locali e associazioni no profit, allo scopo di recuperare le eccedenze alimentari di mense scolastiche e aziendali e ridistribuirle in mense caritatevoli (Lagorio et al., 2018; Liberti et al., 2018): un approccio "closing the loop" che consente impatti evitati ma anche benefici sociali ed economici diffusi.

6. Conclusioni e questioni aperte

L'obiettivo di garantire a tutti in tutto il mondo cibo ed acqua sicuri e in quantità adeguata deve fare i conti con risorse scarse e problematiche ambientali strettamente interconnesse (FAO et al., 2019). Tra gli ostacoli al raggiungimento di questo impegno, lo scarto alimentare rappresenta un'assurdità etica, ma anche una grave inefficienza economica ed ambientale. Per minimizzare il food waste rimangono però alcune questioni aperte, che la comunità scientifica deve urgentemente indagare.

Data la complessità del fenomeno, attualmente è difficile dare una valutazione "comprehensive" degli impatti ambientali ad esso associati. Per risolvere questo limite, servono analisi multifattoriali che tengano conto non soltanto del valore in massa degli scarti, ma anche del loro valore economico e tecnologico (Sala et al., 2017). D'altra parte, nel valutare i costi economici associati allo spreco alimentare, è difficile quantificare le inefficienze della FSC e unitamente i costi di gestione dei rifiuti (De Menna et al., 2018).

In ogni caso, in questa tematica sono le motivazioni sociali ed etiche ad essere prioritarie. E rispetto alle numerosissime valutazioni economiche ed ambientali dello scarto alimentare che già si sono condotte, i tentativi di quantificare il problema in una prospettiva etico-sociale sono ancora troppo pochi (Schanes and Stagl, 2019).

7. Bibliografia

- Beylot A., Secchi M., Cerutti A., Merciai S., Schmidt J., Sala S., 2019. Assessing the environmental impacts of EU consumption at macro-scale. *J. Clean. Prod.* 216, 382-393.
- Brancoli P., Rousta K., Bolton K., 2017. Life cycle assessment of supermarket food waste. *Res. Cons. Rec.* 118, 39-46.
- Buisman M.E., Haijema R., Bloemhof-Ruwaard J.M., 2019. Discounting and dynamic shelf life to reduce fresh food waste at retailers. *Int. J. Prod. Econ.* 209, 274-284
- Commissione Europea, 2015. L'anello mancante – Piano d'azione dell'Unione europea per l'economia circolare. COM/2015/0614 final.
- 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.
- De Menna F., Dietershagen J., Loubiere M., Vittuari M., 2018. Life cycle costing of food waste: A review of methodological approaches. *Waste Manage.* 73, 1-13.
- European Union, 2019. FUSIONS (Food Use for Social Innovation by Optimising waste prevention Strategies) - Report Summary Project. ID: 311972, FP7-KBBE, Netherlands.
- FAO, 2019. Key Facts on Food Loss and Waste You Should Know!. FAO.

- FAO, WHO, WTO, 2019. The future of food safety. Transforming knowledge into action for people, economies and the environment. FAO / WHO / WTO International Forum on Food Safety and Trade.
- Graham-Rowe E., Jessop D.C., Sparks P., 2019. Self-affirmation theory and pro-environmental behaviour: Promoting a reduction in household food waste. *J. Env. Psychol.* 62, 124-132.
- Hebrok M., Heidenstrøm N., 2019. Contextualising food waste prevention - Decisive moments within everyday practices. *J. Clean. Prod.* 210, 1435-1448.
- Lagorio A., Pinto A., Golin R., 2018. Food waste reduction in school canteens: Evidence from an Italian case. *J. Clean. Prod.* 199, 77-84.
- Liberti F., Pistolesi V., Massoli S., Bartocci P., Bidini G., Fantozzi F., 2018. i-REXFO LIFE: an innovative business model to reduce food waste. *Energy Procedia* 148, 439-446.
- Morone P., Koutinas A., Gathergood N., Arshadi M., Matharu A., 2019. Food waste: Challenges and opportunities for enhancing the emerging bio-economy. *J. Clean. Prod.* 221, 10-16.
- Notarnicola B., Sala S., Anton A., McLaren S.J., Saouter E., Sonesson U., 2017/a. The role of life cycle assessment in supporting sustainable agri-food systems: A review of the challenges. *J. Clean. Prod.* 140, 399-409.
- Notarnicola B., Tassielli G., Renzulli P.A., Castellani V., Sla S., 2017/b. Environmental impacts of food consumption in Europe. *J. Clean. Prod.* 140, 753-765.
- Sala S., Anton A., McLaren S.J., Notarnicola B., Saouter E., Sonesson U., 2017. In quest of reducing the environmental impacts of food production and consumption. *J. Clean. Prod.* 140, 387-398.
- Save the Children, 2012. Fame e sprechi: Il paradosso della scarsità nell'abbondanza. Save the Children Italia.
- Schanes K., Dobernig K., Gözet, 2018. Food waste matters - A systematic review of household food waste practices and their policy implications. *J. Clean. Prod.* 182, 978-991.
- Schanes K., Stagl S., Food waste fighters: What motivates people to engage in food sharing? *J. Clean. Prod.* 211, 1491-1501.
- Schmidt K., Matthies E., 2017. Where to start fighting the food waste problem? Identifying most promising entry points for intervention programs to reduce household food waste and overconsumption of food. *Res. Cons. Rec.* 139, 1-14.
- Segrè A., Falasconi L. 2011. Il libro nero dello spreco in Italia: il cibo. Edizione ambiente. ISBN 978-88-6627-000-3.
- Setti M., Banchelli F., Falasconi L., Segrè A., Vittuari M., 2018. Consumers' food cycle and household waste. When behaviors matter. *J. Clean. Prod.* 185, 694-706.
- Scherhauser S., Moates G., Hartikainen H., Waldron K., Obersteiner G., 2018. Environmental impacts of food waste in Europe. *Waste Manage* 77, 98-113.
- Teller C., Holweg C., Reiner G., Kotzab H., 2018. Retail store operations and food waste *J. Clean. Prod.* 185, 981-997.

Evaluation of sustainable use of RAP from LCA perspective: a literature review

Claudia Nodari¹, Giovanni Dotelli²

¹ Politecnico di Milano, DICA – Transport Infrastructures and Geosciences Section

² Politecnico di Milano, DCMC

Email: claudia.nodari@polimi.it

Abstract

Transport infrastructures have an important social and economic role, but also a large environmental impact. As infrastructure requires large amounts of material, infrastructure sustainability has focused on materials and technologies including all phases from design to rehabilitation. In that direction there are a lot of Life Cycle Assessment (LCA) studies conducted on mixtures with different Reclaimed Asphalt Pavement (RAP) content. Using RAP into new mixtures provides advantages from both environmental and economic point of view. The aim of this work is to review previous LCA studies related to an environmentally sustainable use of RAP in mixtures.

1. Introduction

1.1 Sustainability

The concept of sustainability rose in 1970s, but the most famous definition was established in 1987 by Brundtland Commission: “Sustainable development is development which meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs” (Babashamsi et al., 2016; Acai and Amadi-Echendu, 2018). Firstly, this definition involves two considerations regarding temporal and spatial dependence: a long term perspective leads to an increase in uncertainty as we move forward, so the sustainability should be perceived as a continuous process; moreover, sustainability is locally specific (Acai and Amadi-Echendu, 2018). It is possible to summarize sustainability using this slogan: “Reduce, reuse and recycle”; this behaviour can be achieved through the cooperation and collaboration of different actors that aim at a single common sustainable vision (Acai and Amadi-Echendu, 2018).

1.2 Transport infrastructures sustainability

Transport infrastructures are key elements in any nation’s well-being with an important social and economic role, but they have also a large environmental impact (Celauro et al., 2015; Yang et al., 2015; Inyim et al., 2016; Acai and Amadi-Echendu, 2018). Therefore, it is necessary to focus design infrastructures on their social, economic and environmental components, especially for roads design (Aurangzeb et al., 2014; Acai and Amadi-Echendu, 2018). Limited funds availability and construction and raw materials increasing costs (Giani et al., 2015) have moved the transport system, according to the increasing environmental conscriptions, towards a greener vision (Celauro et al., 2015; Giani et al., 2015; Guerrieri et al., 2015; Santos et al., 2018). Since pavements act a prominent role in the sustainability of urban systems, evaluation of pavement environmental impacts is basic in order to improve transport system sustainability (Inyim et al., 2016). A sustainable pavement has high-quality standards, long-lasting goals and good environmental-economic-social properties (Aurangzeb et al., 2014).

Quantitative and qualitative approaches, reported in Table 1, are the ways for infrastructures environmental sustainability assessment (Acai and Amadi-Echendu, 2018). Life Cycle Assessment (LCA) is known to be the most effective tool for assessing transport infrastructures and systems impacts on the environment (Santero et al., 2011; Guerrieri et al., 2015; Anthonissen et al., 2016). According to high number of pavement characteristics

(type, thickness, properties of materials) and other goal and scope depending parameters (climate, design, local construction practices, etc.), it is impossible to establish a single functional unit valid for all pavement LCAs studies (Santero et al., 2011; Giani et al., 2015).

Table 1: Pavement sustainability assessment tools.

Pavement Sustainability Assessment Tools		
Quantitative methods	Qualitative methods (Rating System)	
• Life Cycle Assessment	• GreenLITES	• GreenRoads
• Life Cycle Cost Assessment	• BE²-ST- in-Highway	• GreenPave
• Performance Assessment	• INVEST	• ENVISION

As infrastructure requires large amounts of material, infrastructure sustainability has focused on materials (recycled, co-product, waste materials) and technologies (mixing and compaction temperature lowering, different maintenance strategies) including all phases from design to rehabilitation (Yang et al., 2015; Acai and Amadi-Echendu, 2018; Pantini et al., 2018; Santos et al., 2018). For these reasons recycled or secondary materials have attracted attention; their usage cuts down the use of virgin materials and limits the environmental burden (Giani et al., 2015; Guerrieri et al., 2015). In that direction, for example, there are a lot of studies conducted on mixtures with different Reclaimed Asphalt Pavement (RAP) content (Pantini et al., 2018). RAP is different from other construction and demolition wastes (CDW) because of its economic value, compared with the increasing cost of virgin bitumen and the limited availability of good quality aggregates (Pantini et al., 2018). Moreover, bitumen, even if present in reduced quantities, can contribute highly to the total energy consumption; therefore, a partial substitution of virgin binder with RAP binder leads to environmental savings (Yang et al., 2015). Using RAP into new mixtures provides advantages from both environmental and economic point of view (Giani et al., 2015; Yang et al., 2015; Pantini et al., 2018). In addition to RAP, there are other examples of materials that can be use in partial or full replacement of virgin ones: Recycled Concrete Aggregate (RCA), Recycled Asphalt Shingles (RAS), Air-Cooled Blast Furnace Slag (ACBFS), Steel Furnace Slag (SFS), Foundry Sand, etc. (Yang et al., 2015; Santos et al., 2018).

2. Literature review

The aim of this work is to review previous LCA studies, conducted according to ISO 14040 (ISO, 2006a) and ISO 14044 (ISO, 2006b), related to an environmentally sustainable use of RAP in mixtures with:

- different production temperatures -HMA, WMA, CMA¹¹- (Giani et al., 2015; Pantini et al., 2018; Santos et al., 2018);
- different RAP content (Aurangzeb et al., 2014; Celauro et al., 2015; Santos et al., 2018);
- other waste materials -RAS- (Yang et al., 2015).

Nowadays using RAP in bituminous mixtures is quite common habits, but there are limitations on the quantity of RAP that is allowed to be included in mixtures by many institutions. The aim of this review is offering food for thought for institutions in order to update standards. That means increasing the maximum allowed quantity of RAP in bituminous mixtures, starting from successful mechanical results and considering also environmental benefits.

¹¹ HMA: Hot Mix Asphalt; WMA: Warm Mix Asphalt; CMA: Cold Mix Asphalt.

This literature review considers studies published in the five-year period (2014-2019), selected according to the keywords *LCA / Pavement / RAP*. The final selected six papers are resumed in Table 2, with indication of the analysed mixtures, the functional unit, the system boundary and the characterization method used in the LCIA (Life Cycle Impact Assessment).

2.1 **Goal and scope**

The selected papers have different goals and scopes. Some of them (Aurangzeb et al., 2014; Celauro et al., 2015; Giani et al., 2015; Pantini et al., 2018; Santos et al., 2018) are comparative studies, that offer discussion on mixtures with/without RAP content and with different production technologies. Yang et al. (Yang et al., 2015) propose impacts deriving from mixtures with various RAP and RAS contents, without comparison. Moreover, two works (Aurangzeb et al., 2014; Yang et al., 2015) make considerations regarding pavement performance and environmental impact assessment. Finally, three analyses (Yang et al., 2015; Pantini et al., 2018; Santos et al., 2018) provide results to be used by transportation agencies and pavement practitioners as an objective guidance to evaluate benefits from more sustainable strategies.

2.2 **System boundary**

This section describes all the phases included in the system boundary.

- Raw Materials Extraction: it includes processes required to extract raw materials and to transform them into pavement input materials. Transport of raw materials from the extraction to the process site is incorporated too. In one study (Celauro et al., 2015) this phase is linked with the Mixture Production one.
- Mixture Production: it includes processes required to produce mixture.
- Road Construction: it includes all the execution for road infrastructure construction, included final product transport to the construction site. Just in one work (Celauro et al., 2015), this transportation is incorporated in Mixture Production phase. Construction machinery fuel is included too.
- Maintenance: it includes damaged material demolition, production of new material, laying process and equipment fuel. One of the studies (Santos et al., 2018) linked this phase with the Road Construction one.
- Use: it deals with the pavement influence on vehicle operation and the interaction between pavement, environment and humans.
- End of Life: it deals with the pavement fate once the project analysis period is reached. For this phase the *cut off approach* is adopted: the recycling burden associated with a product is ascribed to any other product which uses this recycling burden; this method is the most commonly used in pavement LCA because of future uncertainties related to pavements (Aurangzeb et al., 2014).
- WZ traffic management phase: it consists of the additional environmental impacts produced by the on-road vehicles when a traffic flow variation occurs due to maintenance.
- RAP Transportation: asphalt waste transportation from road worksites to the recycling plants.
- RAP Treatment: asphalt waste treatment, which includes crushing and screening, is carried out on the received RAP before adding it into the production process.

Table 2: List of selected paper with some main features.

* System boundary (S.B.): RME: Raw Materials Extraction; MP: Mixture Production; RC: Road Construction; M: Maintenance; U: Use; EoL: End of Life; WZ: Work Zone traffic management phase; RTTrn: RAP transportation; RTTrt: RAP treatment.

Reference	Mixtures	Functional Unit	S.B.*	Characterization Method
Aurangzeb et al., 2014	Binder-layer mixtures with: • 30% RAP • 40% RAP • 50% RAP	• Analysis period: 45 years • Length: 1,6 km • Surface course: 51 mm • Binder course: 254 mm • Shoulder: 1,8 m wide and 305 mm thick	• RME • MP • RC • M • EoL	Characterization factors from: • USEPA (2008) • GREET (2012) • IPCC
Celauro et al., 2015	Total of 15 scenarios from the combination of different transversal sections (embankment and cut ones) and different amount of: • Virgin materials (V) • RAP: 15, 40, 100% (R) • Stabilization with lime in situ (L)	• Typical Italian two-lane rural road • Two-lane single carriageway with a lane width of 3,5 m and paved shoulders of 1,25 m each • Length: 1 km	• RME • MP • RC • M	Included in LCA tool "PaLATE"
Yang et al., 2015	Total of 11 mixtures with different amount of: • RAP (8 - 50%) • RAS (4 - 8%)	• Four-lane-miles • Length: 1,6 km • Asphalt overlay: 102 mm • Expected life: 15 years	• RME • U	• TRACI 2.1 (Bare, 2012) • CED
Giani et al., 2015	Three variants of road packages defined in collaboration with a road pavements manufacturer: • RP1: virgin materials and HMA • RP2: RAP and HMA • RP3: RAP and WMA	• Suburban road • Two independent roadway each with 2 lanes in each direction separated by a traffic island • Length: 1 km • Pavement width: 15 m • Pavement total depth: 25 cm • Lifetime: 15 years in a first analysis, then extended to 30 years.	• RME • MP • RC • M • U • EoL	• Greenhouse Gas Protocol (characterization factors from IPCC, 2007) • ReCiPe 2008 (Goedkoop et al., 2009) • CED (Frischknecht et al., 2007a) • Selected LCI results, additional (Frischknecht et al., 2007a)
Pantini et al., 2018	Comparison between different recycling technologies: • HMA with 20% RAP • CMA with 80% RAP	1 tonne of non-hazardous asphalt waste (EWC 170302) to use as a component of new asphalt mixtures.	• MP • RTTrn • RTTrt	• ILCD 2011 (EC-JRC, 2011) • CED (Frischknecht et al., 2007b)
Santos et al., 2018	Total of 6 mixtures with different production technologies and materials: • HMA, 0% RAP • WMA - CECABASE®, 0% RAP • WMA - foamed, 0% RAP • HMA, 50% RAP • WMA - CECABASE®, 50% RAP • WMA - foamed, 50% RAP	• Typical French highway section • Length: 1 km • Two independent roadways, each with two lanes with an individual width of 3,5 m • Project analysis period (PAP): 30 years • Two-way average annual daily traffic (AADT): 6500 vehicles/day (33% heavy duty vehicles)	• RME • MP • RC • M • U • WZ • EoL	• CML 2001 (Guinee et al., 2002) • ReCiPe (Goedkoop et al., 2013) • CED (Frischknecht et al., 2007c)

2.3 Data sources

Data sources are different among the six studies. Three of them (Aurangzeb et al., 2014; Giani et al., 2015; Santos et al., 2018) use primary data collected from plant and job-site; Pantini et al. (Pantini et al., 2018) instead collects these data from several sources (MUD declarations, Provinces' documents, asphalt manufacturing plants and some road companies). Ecoinvent database is used in four analyses (Yang et al., 2015; Giani et al., 2015; Pantini et al., 2018; Santos et al., 2018) with adaptations whenever possible to the local context (local databases and surveys); two studies (Giani et al., 2015; Santos et al., 2018) use also data from scientific literature. Giani et al. (Giani et al., 2015) adopts construction equipment fuel consumptions from manuals of construction machinery. Just an investigation (Pantini et al., 2018) carries out a sensitivity analyses to test influence of transport distances and of the amount of virgin materials saved with the addition of RAP on LCA results: the analyses were performed changing one per time two investigated parameters. This generated different type of scenery.

2.4 Impact categories

All the studies consider *Climate Change* (CO_{2eq}) and *Energy Consumption* as impact categories. Four investigations (Celauro et al., 2015; Giani et al., 2015; Pantini et al., 2018; Santos et al., 2018) consider a wide selection of impact categories: all of them include *Water Consumption* and just a study (Giani et al., 2015) discusses *Land Use*. Another investigation (Pantini et al., 2018) develops an indicator *ad hoc* to take into account the consumption or saving of natural mineral resources: *kg of sand and gravel consumed or saved by the system*.

2.5 Results

Table 3 shows the results of both impact categories *Climate Change* and *Energy Consumption* for all the analysed studies.

Table 3: Climate Change and Energy Consumption results, referred to the F.U.

Reference	Mixtures	Climate Change results [t CO _{2eq}]	Energy Consumption results [MJ]
Aurangzeb et al., 2014	30% RAP	475,48	6.621.473
	40% RAP	462,77	6.447.308
	50% RAP	450,07	6.273.143
Celauro et al., 2015 Only two of the 15 scenarios are reported. They are the two with the greatest content of recycled materials	Scenario 9 (embankment section) Wearing course: V+15%R; Binder course: V+40%R; Base Course: V+40%R; Sub-base: 100%R; Top layer of embankment: L; Body of embankment: L; Embankment foundation: L	934	14.358.082
	Scenario F (cut section) Wearing course: V+15%R; Binder course: V+15%R; Base Course: V+40%R; Sub-base: 100%R; Subgrade: L	1.026	15.781.628
Yang et al., 2015 Values obtained from processing	Mix 1: 0%RAP e 0%RAS	0,0195	354,5
	Mix 2: 29%RAP e 0%RAS	0,0179	329,685
	Mix 3: 8%RAP e 5%RAS	0,0230	425,4
	Mix 4: 30%RAP e 0%RAS	0,0172	315,505
	Mix 5: 40%RAP e 0%RAS	0,0164	297,78
	Mix 6: 30%RAP e 5%RAS	0,0178	326,14
	Mix 7: 50%RAP e 0%RAS	0,0156	290,69
	Mix 8: 30%RAP e 5%RAS	0,0158	294,235
	Mix 9: 42%RAP e 4%RAS	0,0166	301,325
	Mix 10: 10%RAP e 8%RAS	0,0209	389,95
	Mix 11: 42%RAP e 6%RAS	0,0152	283,6
Giani et al., 2015	RP1: virgin materials and HMA	738	40,68
	RP2: RAP and HMA	688	37,80
	RP3: RAP and WMA	650	34,62
Pantini et al., 2018	HMA with 20% RAP CMA with 80% RAP	Values not available	Values not available
Santos et al., 2018 Values obtained from processing	HMA, 0% RAP	1.259	69.520.000
	WMA - CECABASE®, 0% RAP	1.239	69.410.000
	WMA - foamed, 0% RAP	1.227	68.610.000
	HMA, 50% RAP	1.208	63.490.000
	WMA - CECABASE®, 50% RAP	1.182	63.499.000
	WMA - foamed, 50% RAP	1.180	63.380.000

2.6 Discussion of the results

In the calculation of results, just an analysis (Giani et al., 2015) adopts the normalization step: each score was compared with the total known effect of the examined category in Europe in 2000.

Moreover, this study (Giani et al., 2015) conducts an uncertainty assessment with Monte Carlo simulation to determine the variability (95% confidence interval) of the LCA results due to uncertainties in LCI. All the six reviewed LCAs make considerations on *Climate Change* and *Energy Consumption* evaluating the same performance for all mixtures -except for CMA of Pantini et al. (Pantini et al., 2018)-. In two investigations (Aurangzeb et al., 2014; Celauro et al., 2015), characterized by mixtures made with different RAP content, direct correlation is found between CO_{2eq} emissions/energy consumption reductions and RAP content: in one of them (Aurangzeb et al., 2014) the mix with 50% RAP saves 12% both in terms of energy and CO_{2eq}. In one of the six studies (Santos et al., 2018) in addition to different contents of RAP, different production technologies are considered: *WMA - foamed 50% RAP* is the most environmentally friendly mixture. Two researches (Giani et al., 2015; Pantini et al., 2018) compare the environmental impacts of mixtures with RAP at different temperatures: in the first one (Giani et al., 2015) the comparison between HMA and WMA is made, in the second one (Pantini et al., 2018) between HMA and CMA. In the investigation of Giani et al. (Giani et al., 2015) the mixtures produced at lower temperatures -WMA- are the most sustainable, with a 12% and 15% reduction of CO_{2eq} and of energy consumption respectively. Pantini et al. (Pantini et al., 2018), on the other hand, obtain that the production of CMA mixtures leads to higher environmental impacts compared to HMA mixtures. This result has two main causes: use of bituminous emulsion and cement inside CMA (stabilizing agents whose productions are definitely very impacting) and replacement coefficient equal to 0,67 (to replace equivalent virgin products). This research (Pantini et al., 2018) nevertheless highlights intrinsic limitations of his own study such as the fact of not including the construction phase, in which CMA impacts are largely minor compared to HMA due to lower temperature. In another investigation (Yang et al., 2015) mixture with the highest content of recycled material (42% RAP and 6% RAS) records the greatest environmental reductions with 22% CO_{2eq} and 20% energy savings respectively. Some analyses (Aurangzeb et al., 2014; Celauro et al., 2015; Giani et al., 2015; Santos et al., 2018) note that mixtures with virgin materials are characterized by the higher environmental burden. In fact, all studies highlight the great environmental burden deriving from the production of bitumen. Therefore, decreasing the amount of virgin bitumen to be used in the mixtures leads to significant environmental improvements.

2.7 Alternative mixtures performances

Even if some investigations (Celauro et al., 2015; Giani et al., 2015; Pantini et al., 2018; Santos et al., 2018) make considerations regarding pavement durability, according to previous paragraph, only two of six selected papers (Aurangzeb et al., 2014; Yang et al., 2015) make practical evaluation regarding pavement performance to assess the effect of performance on environmental impact assessment. Aurangzeb et al. (Aurangzeb et al., 2014) find that as the RAP content increases in the mixture, energy consumption and GHGs decrease. Similar results are found in another study (Yang et al., 2015) in the highest percentage of recycled material mixture (42% RAP and 6% RAS). If the recycled mixtures performance is insufficient, the environmental benefit of using recycled materials will be offset by the need for more frequent maintenance and rehabilitation activities in the first investigation (Aurangzeb et al., 2014) and in an additional fuel consumed by users' vehicles in the second one (Yang et al., 2015). It can be defined *breakeven performance* level, the pavement performance level at which environmental benefit or energy savings from material production phase are balanced by maintenance activities environmental burden in (Aurangzeb et al., 2014) or by extra fuel in (Yang et al., 2015). Further considerations rise in specific case studies: in the first analysis (Aurangzeb et al., 2014), it is assessed that the major margin for underperformance are tolerated by mixtures with a high RAP content, as they are characterized by the greater reduction in GHG emissions and energy consumption,

as shown in Figure 1; in the second investigation (Yang et al., 2015) it is found that this *breakeven point* is highly dependent on the overlay traffic level (major impacts for high traffic volume). Therefore, the *breakeven performance level* highlights the importance of achieving equivalent recycled mixture performance.

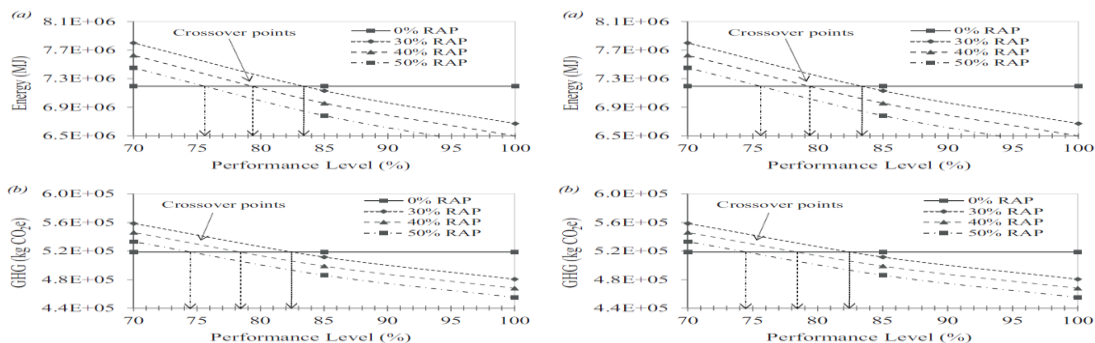


Figure 1: Breakeven performance levels based on (a) energy consumption and (b) GHG emissions in the study of Aurangzeb et al. Source: Aurangzeb et al., 2014.

3. Conclusions

This work reviews previous LCA studies related to an environmentally sustainable use of RAP in mixtures with different production temperatures, different RAP content and other waste materials. The aim of this review is offering food for thought for institutions in order to update standards. That means increasing the maximum allowed quantity of RAP in bituminous mixtures, starting from successful mechanical results and considering also environmental benefits. The analysis shows numerous differences in goals and scopes, functional units, system boundary settings, methodological choices; however, all studies evaluate as impact categories *Climate Change* and *Energy Consumption*. Regarding results, from all the studies emerges that RAP use leads to significant environmental benefits with reductions in terms of CO_{2eq} emission and energy consumption. Alternative technologies (lower production temperatures or additives use) led in all cases, except one, to more sustainable mixtures. Technical performances represent a relevant aspect of paving materials properties and they must be considered during material selection: recycled mixtures should have the same performances of traditional ones, in order to save environmental benefit obtained during the production phase.

4. References

- Acai, J., Amadi-Echendu, J., 2018. Pavement infrastructure sustainability assessment: A systematic review. PICMET 2018 - Portland International Conference on Management of Engineering and Technology - Managing Technological Entrepreneurship: The Engine for Economic Growth, Honolulu, Hawaii, USA, 19-23 Aug.
- Anthonissen, J., Van den bergh, W., Braet, J., 2016. Review and environmental impact assessment of green technologies for base courses in bituminous pavements. *Environmental Impact Assessment Review* 60, pp. 139-147.
- Aurangzeb, Q., Al-Qadi, I.L., Ozer, H., Yang, R., 2014. Hybrid life cycle assessment for asphalt mixtures with high RAP content. *Resources, Conservation and Recycling* 83, pp. 77-86.
- Babashamsi, P., Md Yusoff, N.I., Ceylan, H., Md Nor, N.G., Jenatabadi, H.S., 2016. Sustainable development factors in pavement life-cycle: Highway/airport review. *Sustainability (Switzerland)* 8(3),248.
- Bare, J., 2012. Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts (TRACI, Version 2.1). [Software]. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH.

- Celauro, C., Corriere, F., Guerrieri, M., Lo Casto, B., 2015. Environmentally appraising different pavement and construction scenarios: A comparative analysis for a typical local road. *Transportation Research Part D: Transport and Environment* 34, pp. 41-51.
- European Commission (EC), JRC (Joint Research Center), 2011. Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context – based on existing environmental impact assessment models and factors. <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Recommendation-of-methods-for-LCIA-def.pdf> (accessed on November 2016).
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Doka, G., Heck, T., Hellweg, S., Hischier, R., Nemecek, T., Rebitzer, G., Spielmann, M., Wernet, G., 2007a. Overview and Methodology. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf (Ecoinvent report No. 1).
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.J., Doka, G., Dones, R., Hischier, R., Hellweg, S., Humbert, S., Margni, M., Nemecek, T., Spielmann, M., 2007b. Implementation of life cycle impact assessment methods: Data v2.0. ecoinvent report No. 3, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, Switzerland.
- Frischknecht, R., Jungbluth, N., Althaus, H.-J., Bauer, C., Doka, G., Dones, R., Hischier, R., Hellweg, S., Humbert, S., Köllner, T., Loerincik, Y., Margni, M., Nemecek, T., 2007c. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. Ecoinvent Report No. 3, v2.0. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- Giani, M.I., Dotelli, G., Brandini, N., Zampori, L., 2015. Comparative life cycle assessment of asphalt pavements using reclaimed asphalt, warm mix technology and cold in-place recycling. *Resources, Conservation and Recycling* 104, pp. 224-238.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A.D., Struijs, J., Zelm, R.V., 2009. ReCiPe 2008, PRé Consultants. University of Leiden, Radboud University, RIVM, Nijmegen. Den Haag, The Netherlands: VROM (Dutch Ministry of Housing Spatial Planning and Environment).
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., van Zelm, R., 2013. ReCiPe 2008- a Life Cycle Impact Assessment Method Which Comprises Harmonized Category Indicators at the Midpoint and the Endpoint Level. Ministerie van VROM, Den Haag.
- REET. 2012. The greenhouse gases, regulated emissions, and energy use in transportation model; v 1.0.0.8146. Argonne National Lab, US Dept. of Energy.
- Guerrieri, M., Lo Casto, B., Peri, G., Rizzo, G., 2015. Embedding “roadside equipment” in the environmental assessment of transportation system: the case of safety barriers. *International Journal of Energy and Environmental Engineering* 6(2), pp. 111-120.
- Guinee, J., Gorree, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M., 2002. Handbook on Lifecycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards. I: LCA in Perspective. IIa: Guide. IIb: Operational Annex. III: Scientific Background. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Inyim, P., Pereyra, J., Bienvenu, M., Mostafavi, A., 2016. Environmental assessment of pavement infrastructure: A systematic review. *Journal of Environmental Management* 176, pp. 128-138.
- IPCC, 2007. Fourth Assessment Report: Climate Change. Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge, UK.
- ISO, 2006a. ISO 14040: Environmental management – LCA – Principles and framework. 2006.
- ISO, 2006b. ISO 14044: Environmental management - LCA – Requirement and guidelines. 2006
- Pantini, S., Borghi, G., Rigamonti, L., 2018. Towards resource-efficient management of asphalt waste in Lombardy region (Italy): Identification of effective strategies based on the LCA methodology. *Waste Management* 80, pp. 423-434.
- Santero, N.J., Masanet, E., Horvath, A., 2011. Life-cycle assessment of pavements. Part I: Critical review. *Resources, Conservation and Recycling* 55(9-10), pp. 801-809.
- Santos, J., Bressi, S., Cerezo, V., Lo Presti, D., Dauvergne, M., 2018. Life cycle assessment of low temperature asphalt mixtures for road pavement surfaces: A comparative analysis. *Resources, Conservation and Recycling* 138, pp. 283-297.
- USEPA. Direct emissions from mobile combustion sources. US Environmental Protection Agency; 2008, EPA430-K-08-004.
- Yang, R., Kang, S., Ozer, H., Al-Qadi, I.L., 2015. Environmental and economic analyses of recycled asphalt concrete mixtures based on material production and potential performance. *Resources, Conservation and Recycling* 104, pp. 141-151.

Life Cycle Assessments of bio-based insulating materials. A literature review

Olga Beatrice Carcassi, Monica Lavagna, Laura Elisabetta Malighetti

Politecnico di Milano, Department of Architecture Built environment and Construction engineering

Email: olgabeatrice.carcassi@polimi.it

Abstract

This paper presents a literature review on existing scientific studies on bio-based insulating materials focusing on their environmental analysis throughout all the phases of the building lifecycle. In respect of a circular thinking strategy and thanks to a Life Cycle Assessment method, the aim of this research is to understand how to estimate the potentials and limits of these materials and set the bases for future developments. Even if according to all the papers analysed natural materials appears to be environmentally friendly and have interesting insulating properties, LCA studies need to define more clearly the methodological assumptions in the context of the biogenic carbon sequestration and end of life scenario.

1. Introduction

The building sector is amongst the most cross-cutting industrial sectors. Transition towards sustainable building hence requires harmonization and interaction between diverse topics from security of the citizen to environmental impact, human health and resource efficiency (Allacker et al., 2014).

As a matter of fact, constructions play a major role on occupation of land, air pollution and influence of biodiversity (Aciu and Corbizan, 2013). But it is not limited to that. In fact, the building industry is responsible for the use of up to 40% of the materials produced globally and about 35% of the world's waste (Leising et al., 2018a). Within the EU, buildings currently account for 40% of total energy use and 36% of total GHG emissions (EU Commission, 2019). Therefore, several European Commission policies recognize the relevance of considering environmental impacts of buildings from a life cycle perspective with respect to resource efficiency, construction and demolition waste, and energy (EU Commission, 2011) (EU Commission, 2014). Furthermore, to achieve more sustainable production and consumption patterns, we must consider the environmental implications of the whole supply-chain of products, both goods and services, their use, and waste management, i.e. their entire life cycle from “cradle to grave”, or even from “cradle to cradle”. The “cradle to cradle” method has been proposed by Michael Braungart e William McDonough (McDonough and Braungart, 2002) and suggests, in a biomimetic approach, that the waste produced by one process could represent “food” for another one. This concept is at the base of the circular economy (CE), which is the instrument of achieving a resource efficiency in the European area proposed by the European Commission (EU Commission, 2015). Due to the huge contribution of the built environment on resource depletion, climate change and pollution (Leising et al., 2018a), CE could help in the redefinition of its whole life cycle.

The application of the concept of circular economy thinking in construction, which is in its early days, has been largely limited to construction waste minimization and recycling (Williams, 2019). Indeed, since 2008, the Directive 2008/98/EC on waste has set a target for increasing the rate of recovery of construction and demolition waste (C&D) that, by 2020, will have to be reused or regenerated in secondary raw materials (SRM) for at least 70% of their weight. On the other hand, circular strategies affecting also the other phases are needed in order to lower the overall building environmental impacts. This could be achieved by inserting the potential “wastes” of others production cycles into the building ones where they could represent a valuable element instead. Especially, construction applications made

of natural materials usually need less energy in their production – when using local products –, and, in addition to their lower embodied energy in the manufacture, bio-based materials also capture CO₂ while growing through photosynthesis (Lawrence, 2015) and during the building use-phase (Lawrence, 2015; Pittau et al., 2019; Pretot et al., 2014) by the carbonation of lime, if present. According to Guest et al. (2013), temporary and permanent carbon storage from biogenic sources is seen as a way to mitigate climate change. Therefore, by using these biogenic materials as building component, also the building pressure on our planet could be reduced (Lawrence, 2015). Moreover, if these materials are used as insulations, they could also help in the reduction of the building in-use energy consumption (Aciu and Cobirzan, 2013). Consequently, by working on the supply chains of bio-based materials and closing potential production cycles, the CE concept could change the current consumption and production patterns of the built environment together with their environmental impacts (Leising et al., 2018). In this context, the use of the LCA methodology can be extremely useful to verify the environmental consequences and quantify the actual benefits of strategies related to the circular economy and bio-based materials.

2. Life Cycle Assessment in the building sector

The methodology of LCA has been applied in the construction sector since the 1990s and in European public policies, e.g., Environmental Product Declaration regulation or building labeling schemes (Lasvaux et al., 2015).

In construction sector, environmental impacts such as the Cumulative Energy Demand (CED) and the Global Warming Potential (GWP) are among the most commonly found in literature. On the other hand, to achieve more sustainable production and consumption patterns in the built environment, we must consider the environmental implications of the whole supply-chain of products, both goods and services, their use, and waste management, i.e. their entire life cycle. The lifecycle of buildings extends from the extraction of raw materials, through the construction and use phases, to demolition and eventual waste disposal and/or reuse of components or materials.

Moreover, recent LCA advances indicate that the global tendency is to erect buildings with lower energy demands in the operation stage owing to the international energy efficiency objectives (Franco et al., 2016); thus, the relationship between the materials' embodied energy and the operational energy (20%–80%) is changing in such a way that 40% of the impact is associated with materials and 60% is associated with the operational stage (Vilches, Garcia-Martinez, & Sanchez-Montã, 2017). Furthermore, some materials (typically insulation materials) can reduce the overall building impact throughout its life cycle. (Vilches et al., 2017). In fact, while choosing the materials for insulation, also other factors, such as carbon sink potential, renewability, local availability and occupants' wellbeing could be considered (Liu et al., 2017). At this regard, interest on natural materials is growing due to their environmental performances (reduced GHG emissions and create healthier buildings) and the possibility to activate new potential local markets remained so far untapped to foster the transition to a more circular economy.

3. Life Cycle Assessment of bio-based materials

Considering the increasing social emphasis on the environment issue, waste disposal and the depletion of non-renewable resources, bio-based materials constitute an interesting alternative to those obtained from fossil carbon. The main drive for their use is the substitution of conventional materials for sustainable ones. In this context, LCA strategies can provide a robust analysis for measuring the environmental impacts that occur over the life cycle of a product (Da Luz et al., 2018).

Nevertheless, other factors should also be considered to fully appreciate their sustainable use; including, the energy it takes to convert biomass to an usable product, emissions from transportation, runoff of agrochemicals into water bodies, soil erosion from crop production, etc. In other words, we should also be looking at the entire life cycle of products and services in order to avoid the shifting of burdens into other parts of the process (Cunan, 2003). Consequently, even if their use could seem interesting and environmentally friendly, LCA can help us understand the real sustainability of using them in the building world.

3.1 Bio-based materials definitions

Bio-based products in general are made of renewable resources, but this does not mean that they certainly will biodegrade and cause no harm to the environment (Sherwood et al., 2017). The term 'bio-based' means 'wholly or partly derived from biomass' (EN 16575:2014). For instance, it is essential to characterize the amount of biomass contained in the element by its bio-based content or bio-based carbon content (EN 16760:2015). The fundamental attribute of a bio-based product is the proportion of renewable material actually contained within it. It is not necessarily true that a bio-based product is completely made of biomass or substances exclusively derived from biomass, e.g. for some bio-based products only require 25% bio-based content (Sherwood et al., 2017). They can be either material, intermediate, semi-finished or final products and biomass may be subjected to physical, chemical or biological treatment before being turned into a product (CEN, 2014). Hence, bio-based products are not necessarily biodegradable, and can be toxic just as fossil-derived products can for the environment.

3.2 Research method

This paper is a literature review, focused on the LCA studies on bio-based insulation materials. The aim is to understand the current knowledge on the topic, highlighting existing results and open gaps. We do not claim absolute completeness with respect to all published LCA studies. Instead, we seek to identify general patterns in the debate on a range of LCA studies on bio-based materials in order to understand the current problematics for future developments on this research field.

The study has been carried out by identifying existing scientific publications on LCA studies of bio-based insulation materials. To this end, the Scopus engine has been used with the following research query: (TITLE-ABS-KEY ("life cycle assessment") AND TITLE-ABS-KEY (bio-based material) AND TITLE-ABS-KEY ("building")), obtaining 17 publications. The choice to broaden the research avenues with the word "building" is due to the limited results we had at the beginning while using the word "insulation", which led to 7 papers. By checking out the final results, we can conclude that some of them are not directly relevant to this research, as a consequence of the extension made: two focus only on their structural applications (bamboo and substitution of concrete with wood); one discusses their condensation risks; few of them are not open access (abstracts of conference proceeding and papers, and one book chapter); while another one analyses a general product design and does not directly address to insulation applications.

In conclusion, only the following papers have been examined: [1] Heidari et al, 2019; [2] Pittau et al., 2018; [2] Pittau et al., 2019; [3] Da Luz et al., 2018; [4] Penolaza et al., 2016; [5] Lupíšek et al, 2015; [6] Lawrence, 2015; [7] Pretot et al., 2014; [8] Senga Kiessé et al., 2017.

3.3 Results discussion

All the papers analysed, highlight the necessity that a whole building LCA should take into account the impact linked to the production/construction, use and the end-of-life phases of

buildings. By doing so, the real potentials and disadvantages of the bio-based transition of the built environment could be fully appreciate as part of the solution for the climate emergency. For this reason, the results will be here discussed in subparagraphs according to the main building phases.

In table 1, some key concepts have been noted and compared, in order to have a complete view of how they have been considered in the different papers.

Table 1: Comparison of papers analysis

	Environmental impacts considered	Building lifespan	Type of LCA	Carbon sequestration by lime carbonation	Carbon sequestration from biomass regrowth or growth	End of life scenario
[1]	They depend on the assessed study: • Full LCA: Human health Ecosystem quality, Climate change, Resources. • matrixLCA: Material Choice, Energy Use, Solid Residue, Liquid Residue, Gaseous Residue Comparison. • Bilan Produit: Acidification, Aquatic Ecotoxicity, Climate Change, Energy consumption, Eutrophication, Human Toxicity, Photochemical pollution, Resources consumption	Not a building but a panel	Full LCA and streamlined LCA (SLCA): matrix LCA and Bilan Produit	Not considered	Not mentioned	Even if considered in the calculations, it is not clear which type of end of life scenario has been chosen
[2]	Global Warming Potential	60 years	Dynamic LCA	Accounted in in use-phase	Considered after the production process	Inert landfill, Sanitary landfill, Composting facility, Municipal incineration, Recycling
[3]	Primary Energy Demand, Global Warming Potential, Abiotic Depletion, Acidification, Eutrophication	Not a building but a composite	Standard LCA	Not considered	Considered before the production process	Reuse, Incineration, Recycling, Disposal in landfill

	<i>Environmental impacts considered</i>	<i>Building lifespan</i>	<i>Type of LCA</i>	<i>Carbon sequestration by lime carbonation</i>	<i>Carbon sequestration from biomass regrowth or growth</i>	<i>End of life scenario</i>
[4]	Global Warming Potential (GWP100)	Two scenarios: 50 years; 70 years.	Dynamic LCA	Not considered	Considered after the production process	Incineration, Disposal in landfill
[5]	Global Warming Potential, Ozone depletion, Acidification potential, Eutrophication potential, Photochemical ozone creation potential, Total use of non-renewable primary energy resources.	Service life of the panels of 30 years without replacement of the materials	Simplified LCA	Not considered	Considered after the production process	Not considered
	<i>Environmental impacts considered</i>	<i>Building lifespan</i>	<i>Type of LCA</i>	<i>Carbon sequestration by lime carbonation</i>	<i>Carbon sequestration from biomass regrowth or growth</i>	<i>End of life scenario</i>
[6]	Operational Energy, Embodied energy	60 to 100 years	Standard LCA	Not considered	Considered before the production process (allocated as negative carbon)	Biodegradation
[7]	Energy raw consumption, Exhaustion of resources, Water consumption, Photochemical ozone, Climate Change, Atmospheric Acidification, Air pollution, Water pollution, Eutrophication	100 Years	Standard LCA	Accounted in in use-phase	Considered before the production process (allocated as negative carbon)	Disposal in landfill, Recycling suggested
[8]	Climate change, Acidification, Eutrophication, Human toxicity, Ecotoxicity, Cumulative energy demand, Land competition	Not express since it only concentrates on the production phase (no in-use or end of life scenario)	Combination of LCA and sensitivity analysis	Not considered	Considered after the production process	Not considered

3.3.1. Production phase

One of the issue pointed out by Pretot et al. (2014) is that the buildings are unique and, usually, locally assembled. The geographical parameter is important for either the energy mix (Pretot et al., 2014) and the availability of local materials and their manufacturing technologies (Da Luz et al., 2018). At this regard, it is important to know all specific phases (procedures to obtain fibres, transportation, manufacturing process and chemicals used throughout the process). For example, for crops is quite hard to get reliable primary data or reliable secondary data from the literature that can accurately represent the system in term of culture cycle, time, chemical ingredients, land use and CO₂ uptake (Da Luz et al., 2018), that can also change according to each country regulations and location.

Several products can be obtained from natural materials (from each part constituting the natural element - e.g. seed, leaves, etc - we can realize composites, food, fuels, etc), raising up the necessity to add allocation in the model. This allocation can be based on mass, energy or economy (Da Luz et al., 2018). For example, the hemp production is not mainly assigned to the construction sector and it is rather oriented towards fibre production. Hence, in Pretot (2014), a mass allocation was used to account for co-production of fibre, shiv and seed, whereas both economic and mass allocations were used in Senga Kiessé (2017) for the co-production of straw and seed. It is thus important to insert these examinations in such analysis.

3.3.2. In use-phase

The carbon dioxide sequestration and emissions take place in different times and life cycle stages. Typically, biogenic carbon storage is not usually included in LCA calculation methods. In fact, forest and crops products are considered carbon neutral by virtue of full regeneration of biomass at the end of a rotation period (Pittau et al., 2018). Indeed, the ISO 14067:2018 reports that in the case of products containing biomass, the biogenic carbon content is equal to the carbon removal during plant growth. This biogenic carbon can be released in the end-of-life stage so, if calculated, shall be documented separately in the carbon footprint study report (ISO, 2018). In other methods for assessing the life cycle GHG emissions, e.g. the PAS 2050, for any biogenic component that is part of the final product, both emissions to the atmosphere and removals from the atmosphere shall be accounted for the overall GHG emissions of the product being assessed. In particular for the PAS 2050, the stored carbon within 100 years shall be recorded and accounted for in the carbon footprint calculations. Carbon storage might arise where biogenic carbon forms part or all of a product (e.g. wood fibre in a table), or where atmospheric carbon is taken up by a product over its life cycle (e.g. cement). While the potential source of storage in the forest management activities through the retention of forest biomass regrowth is not included in the scope of this PAS.

In the scientific literature here analysed, when it is considered, two ways of taking into account the carbon sequestration by bio-based materials have been found.

The first, in standard LCA analysis, by allocating it as negative emission of carbon dioxide and is calculated as the carbon dioxide required to create one kilogram of dry material (Lawrence, 2015; Pretot et al., 2014). Whilst performing the photosynthesis, plants absorb CO₂, using the carbon to make structural material (leaves, stem, etc.) and releasing the oxygen back into the atmosphere. Using stoichiometric calculation, it can be seen that CO₂ (44) is used to incorporate C (12) into the plant, releasing O₂ (32) into the atmosphere. Thus, every 12 kg of plant material has removed (sequestered) 44 kg of atmospheric CO₂, which is a conversion factor of 3.67. This quantity of carbon is considered sequestered within the material for its lifetime but no information regarding its emission at the end-of-life is mentioned in these papers.

The second, is the dynamic LCA, proposed by Levasseur et al. (2010). This approach takes into account the timing of carbon uptake and GHG emissions, which is quite important for bio-based products that temporarily store carbon and delay emissions (Pittau et al., 2018). Dynamic LCA allows to take into account the carbon embedded in the biomass that is fixated for as long as the product lifespan, and the one taken up by the forests and crop fields during their regrowth. In this way, the biogenic carbon exchanges from the natural cycle can be included in the inventory. In the dynamic method, the system boundaries include the forest as part of the product system for bio-based materials in the building (Da Luz et al., 2018).

Another interesting aspect, is the ability of fibre insulation materials to create breathable walls that absorb and release in their cavities moisture responding to relative humidity and vapour pressure modifications in the surrounding environment (Lawrence, 2015). This aspect favours buildings to use less energy for both heating and for air conditioning in their use-phase.

3.3.3 End-of-life-phase

As said before, also the end of life phase of elements can play an important role in the quantification of environmental impacts. In bio-based materials, their end-of-life can include vastly different scenarios: inert landfill, sanitary landfill, composting facility, municipal incineration, recycling (Da Luz et al., 2018; Peñaloza, Erlandsson, & Falk, 2016; Pittau et al., 2019). Indeed, these practices include: reuse after their first life cycle, incineration to generate electricity, recycling with economic reuse in another component and disposal in a landfill, with the possibility to biodegrade - if used as they are in their natural state without adding chemical products - or compost (Lawrence, 2015). Since they are quite new materials, the landfill disposal is the most commonly used due to few information to support their recycling or reuse, e.g. the hemp concrete seems possible to recycle but this practice is not yet developed (Pretot et al., 2014).

In dynamic LCA, the circumstance of releasing this biogenic carbon through incineration or keeping it stored through landfilling or recycling makes the end-of-life scenario even more relevant and not predictable without a clear model of its end-of-life (Peñaloza et al., 2016).

Another delicate point of bio-based materials is their durability because naturally biodegradable. In fact, in a complete analysis, this factor must be taken into account and compared to the building lifespan to see how many times they must be replaced. This information could definitely help in further decision make and economic considerations.

4. Conclusions

In the direction of make the built environment less energy consuming, the Ellen MacArthur Foundation (2015), suggests two directions of improvement: the first is to upgrade the energy management on existing buildings; the second is to move towards more passive buildings for the new-built segment. Since in developed countries, 85% of the buildings that will be standing in 2050 have already been built (Leising et al., 2018) retrofitting represents a key point in future European policies (Vilches et al., 2017). Moreover, thermal insulation is known to play a critical role in saving energy in the use phase of constructions (Binici et al., 2016). Thus, the individuation of sustainable insulation materials is of the utmost relevance since they can also affect other phases of the building lifecycle.

According to all the papers analysed, together with their good insulating properties, natural materials appears to be environmentally friendly materials. In their non-operational phase, biomaterials exhibit great interest while comparing, for example, concrete-based and wood framework buildings. In truth, the wood-based buildings lead to lower embedded energy and CO₂ emission than the concrete ones with similar insulation levels (Pretot et al., 2014).

Furthermore, these materials are capable of carbon sequestration during growth (photosynthesis) and, in lime-based materials, during carbonation.

Both Pittau et al. (2018) and Penaloza et al. (2016) use the dynamic LCA method in order to taking into account the amount of carbon that is taken up in the forest or fields while their regrowth. Penaloza et al. (2016) mainly study the materials coming from forests and conclude that definition of the timing for the forest regrowth significantly affects the outcomes of this kind of studies. On the other hand, Pittau et al. (2018) analyse both forest materials and crop materials through a dynamic LCA, by concluding that the latter, fast-growing plantations, are the ones that can really help in the mitigation of climate change. Indeed, according to them the benefit from carbon uptake are effective when the carbon is rapidly reabsorbed in the crop fields, whereas the forests have a carbon cycle which is too long (40-120 years) compared to the building lifespan (from 30 to 100 years) (Peñaloza et al., 2016).

The end-of-life phase models need to be further improved in order to become a concrete actor in the understanding of building impacts of these materials (Da Luz et al., 2018).

Finally, Bio-based materials used for increasing the thermal insulation and temporary store carbon in construction elements might be a valuable opportunity that can contribute to lower the overall building environmental impacts. However, the benefits of replacing fossil fuel-based feedstock and reducing GHG emissions may have come at a cost of additional land use with the consequence of improving the pressure on the environment; an aspect that need to be further studied through a comparison with their conventional fossil fuels or mineral based counterparts (Brandão et al., 2012). Nonetheless, it is necessary to define more clearly the methodological assumptions in the context of carbon sequestration and end of life scenarios, as well as the identification of environmental “control” indicators (such as land use) to be put, in the assessment, besides the Global Warming Potential, with respect to which the organic supply chain is certainly favoured.

To conclude, the development of European policies that promote the use of bio-based materials requires the introduction of methodologies, as LCA, capable of assessing the environmental effects. Moreover, some of them also suggest that the LCA methods can be used as a support to lower the overall construction environmental impacts (EU Commission, JRC, 2010). Although, the existence of more than one declination of this methodology - as we can see in the “Type of LCA” column of Figure 1 - implies the need of a global unification and reinforcement in their objectivity to make them more trustworthy in the decision-making steps (Senga Kiessé et al., 2017). Indeed, it is possible to perceive this uncertainty in the column “Environmental impacts considered” reported in Figure 1, where both the number and the typology of environmental impacts change in the analyzed papers according to the practitioner’s choices. Moreover, Heidari (Heidari, et al., 2019) highlights that full LCA are far too time and cost intensive for industrial companies to implement during their production and consumption processes during the design stage. Therefore, there is an increasing demand for reliable simplifications to demonstrate a company’s resource efficiency potential without being data or time consuming.

5. References

Aciu, C, Cobirzan, N, 2013. Use of Agricultural Products and Waste in the Building Materials Industry. *ProEnvironment*, 6, 472–478.

Allacker, K, Maia De Souza, D, Sala, S, 2014. Land use impact assessment in the construction sector: an analysis of LCIA models and case study application. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19, 1799–1809.

Binici, H, Aksogan, O, Demirhan, C, 2016. Mechanical, thermal and acoustical characterizations of an insulation composite made of bio-based materials. *Sustainable Cities and Society*, 20, 17–26.

- Brandão, M, Hermann, B, Carus, M, Bringezu, S, Weiss, M, Haufe, J, Patel, MK, 2012. A Review of the Environmental Impacts of Biobased Materials. *Journal of Industrial Ecology*, 16, S169–S181.
- BSI Group and Carbon Trust, 2008. PAS 2050:2008 : Specification for the Assessment of the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions of Goods and Services.
- CEN, 2014. European standards supporting the market for bio-based products, viewed 27 Mar 2019, <https://www.cen.eu/news/brochures/brochures/CEN_Bio-based-products_2014.pdf>.
- CEN, 2014. EN 16575:2014 *Bio-based products-Vocabulary*.
- CEN, 2015. EN 16760:2015 *Bio-based products-Life Cycle Assessment*.
- Clift, R, Doig, A, Finnveden, G, 2000. The Application of Life Cycle Assessment to Integrated Solid Waste Management: Part 1—Methodology. *Process Safety and Environmental Protection*, 78(4), 279–287.
- Cunan, MA, 2003. Do Bio-Based Products Move Us Toward Sustainability ? A Look at Three USA Case Studies. *Environmental Progress*, 22(4), 277–292.
- Da Luz, SM, Magalini, V, De Sousa, Z, 2018. LCA modelling for natural fibre composites. *Int. J. Computer Aided Engineering and Technology*, 10 (1/2), 166–178.
- Ellen MacArthur Foundation, 2015. *Growth within: a circular economy vision for a competitive europe*. Ellen MacArthur Foundation. viewed 27 Mar 2019, <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/publications/EllenMacArthurFoundation_Growth-Within_July15.pdf>.
- EU Commission, 2008. *Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste*.
- EU Commission, 2011. *Roadmap to a Resource Efficient Europe*. COM(2011) 571.
- EU Commission, 2014. *Resource Efficiency Opportunities in the Building Sector*. COM(2014) 445.
- EU Commission, 2015. *Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy*. COM(2015) 614.
- EU Commission, 2019. Energy Performance of Buildings. viewed 27 Mar 2019, <<https://ec.europa.eu/energy/en/topics/energy-efficiency/buildings>>.
- EU Commission, JRC, 2010. *ILCD Handbook. General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance Centre, Institute for Environment and Sustainability*. viewed 27 Mar 2019, <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-General-guide-for-LCA-DETAILED-GUIDANCE-12March2010-ISBN-fin-v1.0-EN.pdf>
- Franco, DVHK, De Langhe, R, Venken, J, 2016. Energy efficiency services in buildings: A tool for energy transition, in: Sojkova, K, Tywoniak, J, Lupisek, A, Hajek, P (Eds), *CESB 2016 - Central Europe Towards Sustainable Building 2016: Innovations for Sustainable Future*, Grada Publishing, pp. 732–740.
- Guest, G, Bright, RM, Cherubini, F, Strømman, AH, 2013. Consistent quantification of climate impacts due to biogenic carbon storage across a range of bio-product systems. *Environmental Impact Assessment Review*, 43, 21–30.
- Heidari, MD, Mathis, D, Blanchet, P, Amor, B, 2019. Streamlined life cycle assessment of an innovative bio-based material in construction: A case study of a phase change material panel. *Forests*, 10, 1–16
- ISO, 2018. ISO14067: Greenhouse gases -Carbon footprint of products -Requirements and guidelines for quantification
- ISO, 2006a. ISO 14040:2006 Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework.
- ISO, 2006b. ISO 14044:2006 Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines.
- Lasvaux, S, Habert, G, Peuportier, B, Chevalier, J, 2015. Comparison of generic and product-specific Life Cycle Assessment databases: application to construction materials used in building LCA studies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(11), 1473–1490.
- Lawrence, M, 2015. Reducing the Environmental Impact of Construction by Using Renewable Materials. *Journal of Renewable Materials*, 3(3), 163–174.
- Leising, E, Quist, J, Bocken, N, 2018. Circular Economy in the building sector: Three cases and a collaboration tool. *Journal of Cleaner Production*, 176, 976–989.
- Levasseur, A, Lesange, P, Margini, M, Deschenes, L, Samson, R, 2010. Considering Time in LCA: Dynamic

- LCA and Its Application to Global Warming Impact Assessments. *Environmetal, Science & Technology*, 44.
- Liu, L, Li, H, Lazzaretto, A, Manente, G, Tong, C, Liu, Q, Li, N, 2017. The development history and prospects of biomass-based insulation materials for buildings. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 69, 912–932.
- McDonough, W, Braungart, M, 2002. *Cradle to cradle: remaking the way we make things*. North Point Press
- Peñaloza, D, Erlandsson, M, Falk, A, 2016. Exploring the climate impact effects of increased use of bio-based materials in buildings. *Construction and Building Materials*, 125, 219–226.
- Pittau, F, Krause, F, Lumia, G, Habert, G, 2018. Fast-growing bio-based materials as an opportunity for storing carbon in exterior walls. *Building and Environment*, 129, 117–129.
- Pittau, F, Lumia, G, Heeren, N, Iannaccone, G, Habert, G, 2019. Retrofit as a carbon sink: The carbon storage potentials of the EU housing stock. *Journal of Cleaner Production*, 214, 365–376.
- Pretot, S, Collet, F, Garnier, C, 2014. Life cycle assessment of a hemp concrete wall: Impact of thickness and coating. *Building and Environment*, 72, 223–231.
- Senga Kiessé, T, Ventura, A, van der Werf, HMG, Cazaciu, B, Idir, R, Andrianandraina, 2017. Introducing economic actors and their possibilities for action in LCA using sensitivity analysis: Application to hemp-based insulation products for building applications. *Journal of Cleaner Production*, 142, 3905–3916
- Sherwood, J, Clark, JH, Farmer, TJ, Herrero-Davila, L, Moity, L, 2017. Recirculation: A new concept to drive innovation in sustainable product design for bio-based products. *Molecules*, 22(1).
- Vilches, A, Garcia-Martinez, A, Sanchez-Montã, B, 2017. Life cycle assessment (LCA) of building refurbishment: A literature review. *Energy & Buildings*, 135, 286–301.
- Williams, J, 2019. Circular cities. *Urban Studies*.

The impact assessment of extending of products: a methodological framework

Silvia Bobba ¹, Gian Andrea Blengini ¹

¹Politecnico di Torino, Dipartimento di Ingegneria dell'Ambiente, del Territorio e delle Infrastrutture (DIATI)
Email: silvia.bobba@polito.it

Abstract

The extension of products' lifetime through different strategies contributes to enhance circularity of products and therefore resource efficiency. However, the potential benefits of extending the products' lifetime should be quantitatively verified. In this context, a methodological framework to assess the life-cycle impacts of extending products' lifetime is proposed. Life Cycle Assessment (LCA), Resource Efficiency Assessment of Products (REAPro) and Material Flow Analysis (MFA) are integrated to offer a more complete overview of the environmental impacts. Parameters adopted in all the methodological components of the proposed framework make it flexible and updatable. The proposed framework is tested on two sectors: household appliances and electric vehicles. Results confirmed the importance of performing multi-criteria analyses and the added value of strictly collaborate with stakeholders of the products' value-chain.

1. Introduction

After products are purchased, they can be replaced for various reasons, e.g. no more suitable for the function for which they were conceived, more performant products available on the market, etc. Their lifetime can be extended through different strategies, e.g. repair, reuse, second-use, that are aligned with the Circular Economy concept. Such strategies enhance the resource efficiency of products and minimize wastage and therefore contribute to a more sustainable development. Reuse (in a large sense) of products is still a niche activity in Europe even though the interest in longer lasting products is increasing in different business sectors (Williams and Shaw, 2017), and it is supported by European policies on both products and waste, e.g. Ecodesign Directive, Waste Framework Directive.

In the literature, the debate on environmental benefits related to the extension of lifetime of products is still open. Extending the lifetime of products can potentially have potential benefits from environmental, economic and social perspectives. However, to support decision-making and identify strategies to be incentivized, such benefits should be quantitatively verified. The assessment should focus on the whole Lyfe Cycle (LC) of the product in order to avoid impact shifting, but also, should take into account the specific characteristics of products, especially for products belonging to emerging technologies and/or products using energy during their use phase.

In the literature, there are studies assessing the environmental performances of extending the lifetime of products (e.g. Ahmadi et al. (2017), Canals Casals et al. (2015); Richa et al. (2015); Sathre et al. (2015)), but a methodological framework focusing on several product categories is still work in progress.

This paper contributes to the development of a methodological framework to assess the impacts of extending the products' lifetime. Different assessment tools are considered as methodological components of the proposed framework, and they can be combined according to the products' characteristics to provide a wide understanding of the effects of extending products' lifetime in a LC perspective. The method is then applied to two relevant sectors in Europe, i.e. household appliances and electric vehicles (xEV).

2. A methodological framework to assess impacts of lifetime extension

To assess the environmental benefits of products, a Life Cycle Thinking (LCT) approach is recommended to include in the assessment all the relevant aspects along the whole value-chain of products, taking also into account external aspects affecting environmental performances of products, e.g. socio-economic aspects. Especially concerning the products' lifetime extension, such aspects importantly affect the possibility of repairing/

remanufacturing/second-using... products (Bobba et al., 2018a, 2015). Among the assessment tools of LCT, the *Life Cycle Assessment* (LCA) is “the best framework for assessing the potential environmental impacts of products” (COM(2003)302)¹². LCA can provide the necessary background information of products/services under analysis. Considering the potential development of technology and the complexity of some products, the development of modular LCAs and the adoption of parameters make the LC model flexible to update according to available input data and to speed-up the LCAs of different products. In addition, it is highlighted that information about extending the products’ lifetime are lacking, and therefore to quantify the related potential benefits, a strict collaboration with stakeholders of the products’ value-chain is needed. Moreover, according to the considered product, primary data are not always available, especially in case of emerging technologies. In this framework, modularity of the LCA model allows also to enlarge it adding e.g. new materials and/or components.

Lifetime extension of products will maximize their resource efficiency (EC, 2015). To capture this aspect, LCA should be integrated with other assessment tools (Ardente et al., 2017). For this reason, in the developed work, LCA is combined with the *Resource Efficiency Assessment of Products* (REAPro), a method that aims at assessing and improving the resource efficiency of energy using products (Ardente and Mathieux, 2014). In combining these two tools, the REAPro method was revised and additional factors were included (Bobba et al., 2016); moreover, economic and social aspects importantly affect the possibility of extending the products’ lifetime. Thus, the revised method was further enlarged to include economic aspects, developing the “Pro-EnDurAncE” method (*Environmental and Economic Assessment of Durability of Product*).

The assessment is based on the comparison between two different scenarios: a “Reference scenario” and a “Durability Scenario” (Figure 1). The “Reference scenario” assumes that the product will be replaced by a new one (a more performant one) at the end of its life; in the “Durability Scenario”, the lifetime of the considered product is extended through repair/remanufacturing/second-use/... operations. The LC impacts of both the Reference (

$I_{Reference\ Scenario,n}$) and the Durability scenarios ($I_{Durability\ Scenario,n}$) are calculated and then compared in relation to the Reference Scenario:

Durability Index:

$$D_{reuse,n} = \frac{\Delta_{reuse,n}}{I_{Reference\ Scenario,n}} \cdot 100 \quad [\%]$$

$$D_{reuse,n} = \frac{\Delta_{reuse,n}}{I_{Reference\ Scenario,n}} \cdot 100 \quad [\%]$$

Where:

- $\Delta_{reuse,n}$ = difference in the LC impacts of category “n” between the Reference and Repurposed Scenarios [unit/time];
- $I_{Reference\ Scenario,n}$ = impact of category “n” for the Reference Scenario [unit/time].

Environmental benefits occur if $\Delta_{reuse} > 0$

A similar approach is used to assess the economic impacts of extending the lifetime of product. In this case, the LC costs (C_{TOT}) are compared:

¹² <http://ec.europa.eu/environment/ipp/lca.htm>

$$\Delta C_{TOT} = C_{TOT,Reference\ Scenario} - C_{TOT,Durability\ Scenario}$$

$$C_{TOT,Reference\ Scenario} - C_{TOT,Durability\ Scenario}$$

Where:

- $C_{TOT,Reference\ Scenario}$ = total costs of the Reference Scenario [cost];
- $C_{TOT,Durability\ Scenario}$ = total costs of the Durability Scenario [cost].

Economic benefits of extending the lifetime of products occur if $\Delta C_{TOT} > 0$.

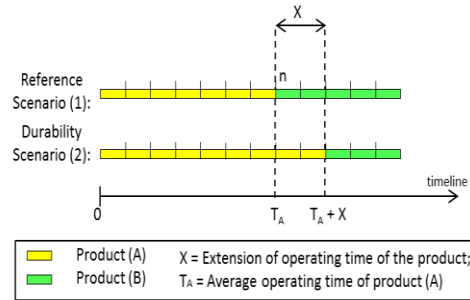


Figure 1: Comparison between the Reference and the Durability scenarios (adapted from Bobba et al. (2016))

Furthermore, to better capture the benefits of lifetime extension in terms of resource efficiency, the dispersion of materials flows should be captured (Ardente et al., 2017). This is particularly relevant for products embedding Critical Raw Materials for the EU (EC, 2017). A better understanding of such materials is a key aspect to improve their management; in this perspective, the lifetime extension can be captured, for instance, through the estimation of increase/decrease of in-stocks of products (Mayer et al., 2018). Hence, *Material Flow Analysis* (MFA) can complement the environmental assessment of extending the product' lifetime.

Overall, according to the assessed product sector, one or more methodological components can be combined in order to have a more complete overview of the effects of reusing products in a specific system.

3. Impacts of lifetime extension: two case-studies

The proposed metrics and framework illustrated in section 2, is applied to two relevant products' groups from an environmental perspective: household appliances and xEV. In fact, together with the "food and drink" sector, private transport (especially passenger cars) and housing are responsible for about 70% of the environmental impact of consumption¹³ (Tukker et al., 2006).

Concerning "housing", just after the energy use, important concerns in terms on environmental impact derive from domestic appliances that use energy (Tukker et al., 2006). Among the energy-related products, vacuum cleaners (VCs) are household appliances for which durability aspects had to be introduced (European Parliament, 2009). Since large quantities of VCs are sold in the EU market, the impact related to their use is significant and there is potential of improvement without excessive costs; then, the proposed framework is applied to the VC product group.

¹³ The contribution of the passenger transport ranges between 15% and 35% according to the assessed impact category, while for housing, the contribution ranges between 20% and 35%.

Focusing on vehicles, the technology is rapidly changing towards e-mobility (UNFCCC, 2015). Compared to conventional vehicles, the contribution of the manufacturing of xEVs is increasingly important, and this is mainly related to the electric powertrain (i.e. electric motor and traction battery) (Rotter et al., 2017). Hence, the analysis focused on assessing the potential benefits of extending the lifetime of traction batteries.

According to the sectors characteristics, the suitable assessment tools are selected and properly adapted to the sector specificities. In the next sections, the selected tool for the two case-studies and some examples of obtained results are illustrated.

3.1. Impacts of extending the lifetime of vacuum cleaners

The durability requirements for VC introduced by the Ecodesign measures (EC, 2008) focus on the hose and the operational motor lifetime (EC, 2013)¹⁴. Besides technical issues, other reasons can drive the replacement of appliances, e.g. fashion trend, availability of spare parts, expenses of repair operations, (Cooper, 2010; Kobayashi, 2005; Stahel, 2013; WRAP, 2011).

Based on both the literature and collected information from stakeholders during the developed research, among the proposed methodological components, the Pro-endurance method is applied to the VCs product group.

Due to the lack of robust data for the Life Cycle Inventory (LCI), data were derived from the dismantling of a canister VC (5.721 kg of mass for the VC and 1.26 kg for the packaging). The operating lifetime is assumed equal to 10 years aligned with the literature (e.g. AEA (2009)). For both the environmental and economic aspects, the LCI was complemented by the literature. Finally, parameters were used to make the model enough flexible and updatable to perform an extensive sensitivity analysis. Figure 2 gives an overview of obtained results.

Results proved that, extending the lifetime of VCs, environmental benefits occur especially for impact categories mainly affected by energy consumption. Compared to the environmental assessment, in the economic assessment, the relevance of some components emerged (i.e. auxiliaries and maintenance). Despite their contribution to the LC environmental impacts is not so relevant, their contribution to the LC costs is quite important. This could not be perceived only through the environmental assessment and prove the relevance of having a multi-criteria approach for the assessment of durability (Bobba et al., 2016).

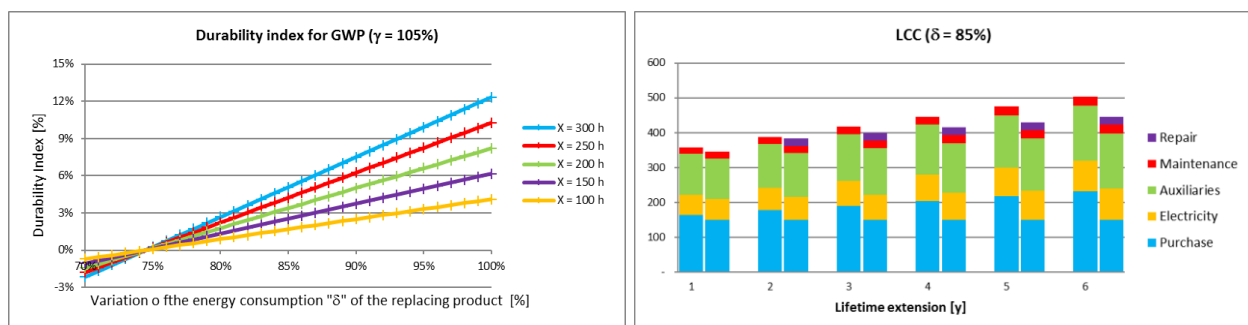


Figure 2: Example of results obtained for the durability assessment for the assessed canister vacuum cleaner. Durability index on the left and LC costs on the right

¹⁴ "The hose, if any, shall be durable so that it is still useable after 40,000 oscillations under strain" and "the operational motor lifetime shall be greater than or equal to 500 h"

3.2. Impacts of extending the lifetime of traction battery

Demand of high-performant traction batteries (namely Li-ion batteries - LIB) is rapidly increasing due to increasing demand of xEV and they are expected to represent 35% of the global car sales (UNFCCC, 2015). The necessary background information to assess the impacts of vehicles derived from a strict collaboration with *Centro Ricerche Fiat* (CRF)¹⁵, that provided primary data of different vehicles' models through a structured data collection based on the International Material Data System (IMDS)¹⁶. Based on the available information and the LCA experience, a modular LCA was developed (Figure 3) to ease the development of LCAs of various vehicles and to speed-up comparison between different models. Thanks to modularity of the developed model and the structured data collection, the model can be updated to also assess impacts of new vehicles, e.g. xEV. In this case, specific modules could be easily added to model the powertrain of xEV (i.e. traction battery and electric motor).

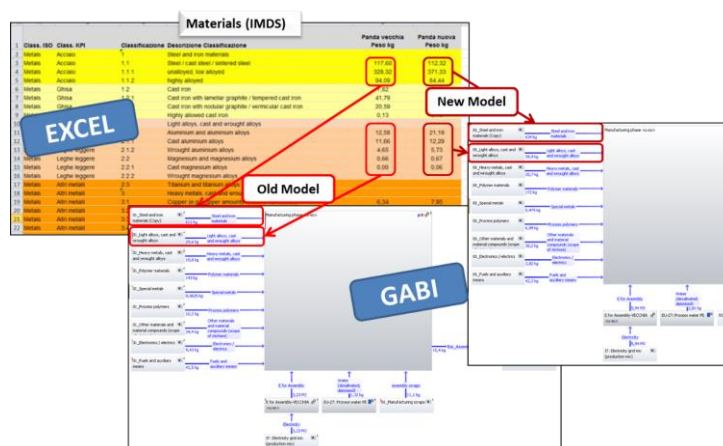


Figure 3: Example of the correlation between the Life Cycle inventory (LCI) and the modular Life Cycle Assessment (LCA) model in GaBi

According to the literature, traction batteries have a relevant contribution to the impacts of xEV, and the extension of its lifetime could potentially decrease the impacts and maximize the resource efficiency. After their use, the residual capacity of LIBs can be potentially exploited for other purposes since it still ranges between 60% and 80% of their initial capacity (Bobba et al., 2018a). Despite second-use of LIBs is not yet fully developed in Europe, industrial initiatives and research projects analyzing the performance of second-use of LIBs already exist. According to the characteristics of both LIBs and the system in which batteries can be second-used, an adapted LCA was developed (Bobba et al., 2018a). The method is enough general to include both remanufacturing (i.e. the battery is used again in xEV) and second-use (i.e. the battery is used in second-use applications) of LIBs¹⁷. To quantify the impacts, the energy flows related to the use of the battery should be considered. Therefore, an *ad hoc* energy modelling was developed and used to estimate the lifetime of a specific battery in a specific application.

Due to the novelty of the topic, for both the battery and the second-use applications, primary data were used. In case of the battery, a Mitsubishi Outlander Plug-In Hybrid Electric Vehicle (PHEV) battery pack was dismantled and used for modelling the impacts of an LMO/NMC battery pack (Cusenza et al., 2019). This battery is then assumed to be adopted in two different applications: increase of PV self-consumption and peak shaving. In both cases, the

¹⁵ <https://www.crf.it/EN>

¹⁶ <http://www.mdsystem.com/imdsnt/startpage/index.jsp>

¹⁷ For detailed about terms related to reuse, see (Ardente et al., 2018)

energy flows of the system were modelled according to the characteristics of the LMO/NMC battery; the lifetime of the battery was then estimated, and the LC impacts were calculated (Bobba et al., 2018b).

Results of the analysis show that environmental benefits occur if a repurposed LMO/NMC battery is adopted in place of a fresh LMO/NMC battery in both applications. Higher benefits are related to the increase the PV self-consumption of a residential dwelling rather than the peak shaving of an office building. The developed work underlined the relevance of a proper modelling of the use phase, combining both the battery and the system characteristics. Moreover, the battery technology (chemistry and performance) is a key parameter to be considered in the assessment. The lack of data due to the novelty of the topic requires a sensitivity analysis based on data gathered with a strict collaboration with stakeholders (Bobba et al., 2018b, 2018a).

The increasing demand of LIBs also relates in an increasing demand of materials for their manufacturing. This is particularly relevant since some CRMs are embedded in batteries, e.g. cobalt. The development of second-use of LIBs potentially a delay in the cobalt recycling, i.e. a potential delay of cobalt available as Secondary Raw Material (SRM) to be recirculated in the battery sector. To capture this aspect and estimate the materials/batteries stocks and flows in Europe, a dynamic and parametrized MFA was developed based on information gathered by stakeholders of the batteries' value-chain (Bobba et al., 2019). The model is applied to the traction LIBs between 2005 and 2030 to estimate the variations of flows and stocks in the next decades according to the potential fast/slow development of second-use in Europe. Different scenarios are set-up and adopted to also analyse the flows/stocks of both storage capacity and an embedded CRM (i.e. cobalt).

Results show that the combination of multiple aspects (i.e. energy storage, units of batteries and materials) is an added value of the assessment which allow to understand more in depth the potential effect of second-use or LIBs in a specific system. Second-use allows a better exploitation of storage capacity of LIBs; on the other hand, recovery of specific materials (e.g. cobalt) to be recirculated in the European economy is delayed due to lifetime extension of LIBs (Bobba et al., 2019, 2018a).

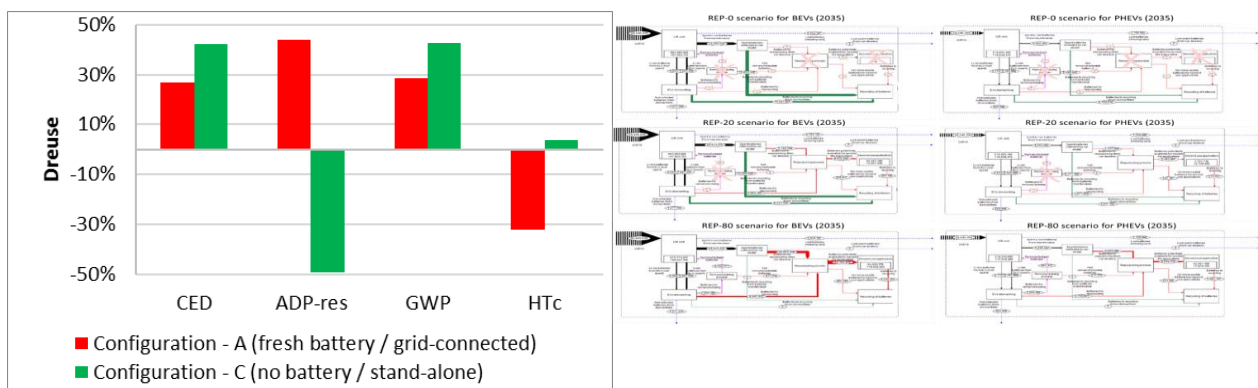


Figure 4: Example of results obtained for the second-use of traction batteries in Europe. Durability index on the left and Material Flow Analysis on the right

4. Conclusions

In this paper, a methodological framework to quantify the potential benefits of extending the lifetime of products is illustrated. The multi-criteria analysis allow to provide a wider understanding of the impacts of extending the lifetime of products from different perspectives (mainly environmental and economic). The framework includes different methodological components that could be combined according to the characteristics of the assessed products.

The proposed methodological framework can be applied to various products groups and is tested to vacuum cleaners and traction batteries. Results of the performed analyses pointed out that extending the lifetime of products entails some environmental benefits under certain conditions and that the specific characteristics of products' sectors should be part of the assessment.

Overall, the developed methodological framework contributes to the emerging field of resource efficiency and it is flexible to allow the assessment of environmental effects of the lifetime extension of different products. The adoption of parameters in all the methodological components allow to update the analysis based on the availability of data. Multiple criteria are used to provide a more complete overview of the impacts (positive and/or negative) of complex systems. The developed methodological framework can be further extended to include additional aspects and, if possible, to update models and data through a stricter collaboration with industrial stakeholders.

5. Bibliography

AEA, 2009. Work on Preparatory Studies for Eco-Design Requirements of EuPs (II) Lot 17 Vacuum Cleaners. Oxfordshire.

Ahmadi, L., Young, S.B., Fowler, M., Fraser, R.A., Achachlouei, M.A., 2017. A cascaded life cycle: reuse of electric vehicle lithium-ion battery packs in energy storage systems. *Int. J. Life Cycle Assess.* 22, 111–124. doi:10.1007/s11367-015-0959-7

Ardente, F., Mathieux, F., 2014. Identification and assessment of product's measures to improve resource efficiency: the case-study of an Energy using Product. *J. Clean. Prod.* 83, 126–141. doi:10.1016/j.jclepro.2014.07.058

Ardente, F., Talens Peiró, L., Mathieux, F., Polverini, D., 2018. Accounting for the environmental benefits of remanufactured products: Method and application. *J. Clean. Prod.* 198, 1545–1558. doi:10.1016/J.JCLEPRO.2018.07.012

Ardente, F., Tecchio, P., Bobba, S., Mathieux, F., 2017. Assessment of resource efficiency in a life cycle perspective: the case of reuse, in: *Atti Del XI Convegno Della Rete Italiana LCA*. ENEA. ISBN: 978-88-8286-352-4.

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. doi:10.1016/j.jclepro.2016.07.093

Bobba, S., Ardente, F., Mathieux, F., 2015. Technical Support for Environmental Footprinting, Material Efficiency in Product Policy and the European Platform on LCA - Durability assessment of vacuum cleaners. JCR Science and Policy Report. doi:10.2788/563222

Bobba, S., Mathieux, F., Ardente, F., Blengini, G.A., Cusenza, M.A., Podias, A., Pfrang, A., 2018a. Life Cycle Assessment of repurposed electric vehicle batteries: an adapted method based on modelling energy flows. *J. En. Storage* 19, 213–225. doi:10.1016/J.EST.2018.07.008

Bobba, S., Mathieux, F., Blengini, G.A., 2019. How will second-use of batteries affect stocks and flows in the EU? A model for traction Li-ion batteries. *Resour. Conserv. Recycl.* doi:10.1016/j.resconrec.2019.02.022

Bobba, S., Podias, A., Di Persio, F., Messagie, M., Tecchio, P., Cusenza, M.A., Eynard, U., Mathieux, F., Pfrang, A., 2018b. Sustainability Assessment of Second Life Application of Automotive Batteries (SASLAB): JRC Exploratory Research (2016-2017): Final technical report: August 2018. EUR 29321 EN, ISBN 978-92-79-92835-2; doi:10.2760/53624, JRC112543.

Canals Casals, L., García, B.A., Aguesse, F., Iturrondobeitia, A., 2015. Second life of electric vehicle batteries: relation between materials degradation and environmental impact. *Int. J. Life Cycle Assess.* doi:10.1007/s11367-015-0918-3

Cooper, T., 2010. Longer Lasting Products: Alternatives To The Throwaway Society. Gower Publishing, Ltd. doi:978-0-566-08808-7

Cusenza, M.A., Di Persio, F., Bobba, S., Ardente, F., Cellura, M., 2019. Energy and environmental assessment of a traction lithium-ion battery pack for plug-in hybrid electric vehicles. *J. Clean. Prod.* 215, 634–649. doi:10.1016/j.jclepro.2019.01.056

- EC, 2017. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on the 2017 list of Critical Raw Materials for the EU. COM(2017) 490 final.
- EC, 2015. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy. COM(2015) 614 final.
- EC, 2013. Commission staff working document. Impact assessment Accompanying the documents: Commission Regulation implementing Directive 2009/125/EC and Directive 2010/30/EU. SWD(2013)240.
- EC, 2008. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament. Establishment of the working plan for 2009-2011 under the Ecodesign Directive COM(2008) 660 final.
- EU, 2009. Directive 2009/125/EC of the European Parliament and the Council of 21 October 2009 establishing a framework for the setting of ecodesign requirements for energy-related products.
- Kobayashi, H., 2005. Strategic evolution of eco-products: A product life cycle planning methodology. *Res. Eng. Des.* 16, 1–16. doi:10.1007/s00163-005-0001-3
- Mayer, A., Haas, W., Wiedenhofer, D., Krausmann, F., Nuss, P., Blengini, G.A., 2018. Measuring Progress towards a Circular Economy: A Monitoring Framework for Economy-wide Material Loop Closing in the EU28. *J. Ind. Ecol.* doi:10.1111/jiec.12809
- Rotter, V.S., Wäger, P., Korf, N., Mährlitz, P.M., Figi, R., Ueberschaar, M., Münch, O., Schreiner, C., Rösslein, M., Løvik, A.N., 2017. Material characterization methods for waste fractions and tailings - Deliverable D4.3 (ProSUM).
- Richa, K., Babbitt, C.W., Nenadic, N.G., Gaustad, G., 2015. Environmental trade-offs across cascading lithium-ion battery life cycles. *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 1–16. doi:10.1007/s11367-015-0942-3
- Sathre, R., Scown, C.D., Kavvada, O., Hendrickson, T.P., 2015. Energy and climate effects of second-life use of electric vehicle batteries in California through 2050. *J. Power Sources* 288, 82–91. doi:10.1016/j.jpowsour.2015.04.097
- Stahel, W.R., 2013. Policy for material efficiency--sustainable taxation as a departure from the throwaway society. *Philos. Trans. R. Soc. A Math. Phys. Eng. Sci.* 371. doi:10.1098/rsta.2011.0567
- Tukker, A., Huppes, G., Guinée, J., Heijungs, R., de Koning, A., van Oers, L., Suh, S., Geerken, T., Van Holderbeke, M., Jansen, B., Nielsen, P., 2006. Environmental Impact of Products (EIPRO). Analysis of the life cycle environmental impacts related to the final consumption of the EU-25. European Commission, Joint Research Centre (JRC).
- UNFCCC, 2015. Paris Declaration on Electro-Mobility and Climate Change & Call to Action. UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climate Change).
- Williams, I.D., Shaw, P.J., 2017. Reuse: Fashion or future? *Waste Manag.* 60, 1–2. doi:10.1016/J.WASMAN.2017.02.017
- WRAP, 2011. Specifying durability and repair in vacuum cleaners.

A literature review of the integration of optimization algorithms and LCA for microgrid design: a replicable model for off-grid systems in developing countries

Marina Petrelli¹, Paco Vasco Aldo Melià²

¹Dipartimento di Energia, Politecnico di Milano

²Dipartimento di Elettronica, Informazione e Bioingegneria, Politecnico di Milano

Email: marina.petrelli@polimi.it

Abstract

As of today, about 1 billion people, mostly living in rural areas of developing countries, still lack access to electricity. A lot of research has been done on the optimal design process for rural electrification, in particular for the microgrid approach, but the evaluations performed so far still have the shortcoming of including only a small part of the environmental impacts and, in most of the cases, none of the social impacts. A suitable approach to fill this gap is the adoption of LCA and Social LCA outputs as objective functions in a multi-objective optimization model. This work aims at investigating the progress in literature on this specific methodology and at analysing the advantages and the drawbacks of the strategy presented in the different scientific publications.

1. Introduction

The United Nations have set universal access to energy as one of the Sustainable Development Goals to be reached within 2030, but nowadays there are still about 1 billion people living without electricity and much more suffering of an unreliable and intermittent service; moreover, most of them live in rural areas of developing countries (IEA, 2017). This lack brings about disadvantages in terms of education, job opportunities, healthcare, food security, gender equality and many other aspects. Investments in extension of national grids are not enough yet to reach the global objective within the set time. Furthermore, many factors make these expenditures not that economically viable: among them there are high costs, high dispersion of population, difficult terrains, lack of skilled labour, low level of domestic demand and scarce industrialization, long payback periods for investments. Thus, isolated systems (to be eventually integrated into the national network) are considered to be the solution which could address the energy poverty issue in the most effective way. Hybrid microgrids, integrating conventional units and renewable generators, are the most suitable option in many cases because they exploit resources which are locally available, clean, free and usually abundant in the area in which their installation is needed.

2. Problem statement

Many researchers have focused on the investigation of the most suitable solutions for rural microgrids and optimization algorithms have been widely employed in order to determine the best configuration and the optimal operation of such systems. This is now a well consolidated topic, but still lacking several core elements. One of them is certainly the ability to evaluate and maximize the benefits not only in terms of costs, but also in terms of environmental and social impacts. Classic algorithms just aim at minimizing the investment and operation costs (Moshi et al., 2016), but this could come at the expense of the wellbeing of the community and of the surrounding ecosystem. This is why a growing interest in multi-objective optimization has been registered (Dufo-López et al., 2016). The methodology allows to evaluate multiple aspects, which are often conflictive, and to provide the decision-maker with a set of optimal solutions among which he/she can choose the most suitable option.

This field is still developing, in particular in finding effective ways to quantify holistically the impacts of the system along its lifecycle. An interesting tool for this application is surely the

Life Cycle Assessment (LCA), which allows a cradle-to-grave evaluation of the environmental impacts caused by a plant. It is then possible to insert its outputs into a multi-objective function in order to minimize the impacts and consequently design the microgrid. Moreover, a completely open field is the Social LCA (SLCA), which could suitably provide the indicators of an additional objective function for the assessment of social effects.

The purpose of this work is to investigate the progress in literature in the integration of optimization algorithms with environmental and, possibly, social LCA in the field of microgrids. This analysis will serve the aim of supporting future developments in the specific application of optimizing not only the design of the plant according to the associated costs, but of the whole process of rural electrification for isolated communities in developing countries.

3. Optimization of rural microgrids

The issue of rural electrification through microgrids has been investigated deeply in the last years, but so far no study has been able to comprehensively describe the system and find the best solution for the specific application. The most common approach is to develop an algorithm aimed at minimizing the total operating and, in some cases, investment cost of the plant, according to the technical capabilities of the components and to the power balance in the system (Kusakana, 2015; Luna et al., 2016). A generic deterministic optimization problem can be represented as follows:

$$\begin{aligned} &\text{minimize} && f(x) && (1) \\ &\text{subject to} && c_i(x) = 0 && i \in E \\ &&& c_i(x) \geq 0 && i \in I \end{aligned}$$

with $f(x)$ objective function, $c_i(x)$ constraint functions, E set of equality constraints, I set of inequality constraints.

A step forward towards a holistic evaluation is made with the adoption of multi-objective optimization, which allows to simultaneously aim at different goals, by formulating the problem as:

$$\begin{aligned} &\text{minimize} && f(x) = [f_1(x), f_2(x), \dots, f_k(x)] && (2) \\ &\text{subject to} && c_i(x) = 0 && i \in E \\ &&& c_i(x) \geq 0 && i \in I \end{aligned}$$

with k number of goals to be pursued. This algorithm does not produce a unique solution, but a set of non-dominated solutions (no solution performs better than the others in every objective) that compose the Pareto front (Dufo-López et al., 2016; Soroudi, 2017).

The method is generally used to minimize, beside the total cost of the system, also the emissions of CO₂ and other polluting gases produced by the system during its operation (G. Li et al., 2016). Other works include different environmental and social impact evaluation, such as land use (Silva & Nakata, 2009), job creation (Dufo-López et al., 2016; Hiremath et al., 2010; Silva & Nakata, 2009) and Human Development Index (Dufo-López et al., 2016). Capturing all the benefits/disadvantages that the microgrid may cause is a difficult challenge and the research performed so far shows two main shortcomings: the partial evaluation of environmental impacts (usually limited to CO₂ emissions and only during the operational

phase of the plant) and the absence of consolidated methods to account for social effects. Especially when dealing with electrification projects in developing countries, taking into account the impacts in the most complete way possible is of pivotal importance, since the availability of electricity would dramatically change the lifestyle of the community.

In order to tackle this issue, a growing interest in the Life Cycle Assessment (LCA) methodology has been registered, because it aims at assessing environmental impacts throughout a product's life cycle from raw material acquisition through production, use, end-of-life treatment, recycling and final disposal of the whole product, namely from cradle to grave, or even from cradle to cradle when recycling and reuse are considered (ISO 14040, 2006). A very good quality of the method is that it avoids "burden shifting" among phases of the life cycle, regions or impact categories, since each possible aspect is evaluated and adds up to the total assessment. On the other hand, LCA alone is not immediately significant for engineers because its raw outputs are of difficult comprehension if treated by a non LCA expert and they do not provide alternatives for environmental improvements (Murgante et al., 2014; Tao et al., 2018). For this reason, the applicability and effectiveness of LCA would benefit from its integration into optimization algorithms, too. Moreover, a methodology for Social LCA is under development, starting from the guidelines provided in (UNEP/SETAC, 2009) and the quality of the analysis of microgrids' impacts would truly benefit from its integration in the model.

4. LCA for microgrid optimization: literature review

Even if the potential of LCA for these applications has been widely recognized, just few works have included it in multi-objective optimization algorithms, and, to the author's knowledge, only (Abo-Elyousr & Elnozahy, 2018) dealt with this coexistence in the scope of rural electrification. For this reason, the literature review had to be diverted to a more general application, namely microgrids, including also industrial, grid connected plants and in the context of industrialized countries. The scientific publications analysed have been selected from the ScienceDirect database, by searching the keywords "optimization", "LCA" and "microgrid"/"micro-grid" and by analysing the works produced in the period 2012-2019. In total, 7 papers have been examined.

Basically, two methodologies emerge from the analysis for the LCA-optimization integration:

- Environmental impact assessment using LCA approach on the output results of a traditional optimization algorithm, i.e. aimed at maximizing economic and/or technical efficiency (Apurva, 2015; Nagapurkar & Smith, 2019; Quiggin et al., 2012);
- Adoption of the selected environmental impact as objective function in the scope of a multi-objective optimization (Abo-Elyousr & Elnozahy, 2018; M. Li et al., 2016; Shi et al., 2017; Zhang et al., 2015).

There is a deep distance between the goals of the two different strategies: in the first case, the design of the system is only influenced by technical and/or economic considerations and the LCA is used just for ex-post evaluations; in the second case, environmental impacts tangibly influence the microgrid planning and operation strategy and decision makers can freely establish the relative importance of the different goals. This last method allows a larger number of operative applications and a more accurate evaluation because, in order for a project to be successful, it is always important to assess the impacts of the microgrid as widely as possible but, depending on who the decision maker is (private company, government, NGOs), the priorities surely change and the multi-objective function can be tailored on the specific needs.

A general shortcoming of the scientific publications under analysis is that in most of the cases greenhouse gas (GHG) emissions are the only impacts assessed. It means that many other categories are neglected and this could lead to a partial and lacking analysis, since other impacts may have even more immediate and serious repercussions, as it may happen for land use in the case of microgrids for rural electrification in developing countries. There are a couple of exceptions to this trend: (Zhang et al., 2015) also included acidification potential (AP) in its evaluation, while (Apurva, 2015) adopted the ReCiPe method and quantified the impacts of the system through all the 18 sub-categories, then aggregated into 3 macro-areas.

For what concerns the source of data for LCA, only (M. Li et al., 2016) resorted to internal reports, therefore on primary information coming from the actual field; (Zhang et al., 2015) and (Apurva, 2015) used the data available in Ecoinvent database as inputs in LCA softwares in order to compute the required figures. The rest of the works analysed resorted to a literature review, directly deriving the value of the impact.

From the point of view of the design of the algorithms, most of the modellers chose Matlab as programming environment (Abo-Elyousr & Elnozahy, 2018; M. Li et al., 2016; Nagapurkar & Smith, 2019; Quiggin et al., 2012). An important feature to be highlighted is that only (Apurva, 2015) included uncertainty in its model, even if every work considered in the analysis, except for (Zhang et al., 2015), deals with renewable and intermittent sources of energy. This is a pivotal issue when microgrid modelling is studied. Moreover, when it comes to applications in rural areas, uncertainty cannot be overlooked because most of the plants are almost entirely based on renewables and because the load behaviour is much more difficult to predict.

All the information about the papers analysed is summarized in Table 1.

4.1. Social LCA in optimization

Despite the recognized influence that energy and, in particular, access to energy have on livelihood of the target community, the development of a methodology to account for social impacts is still at its early stages. Moreover, including it in the design phase of a microgrid is a quite unexplored field. In general, few scientific publications have adopted SLCA in the energy field (e.g. (Corona et al., 2017)). As mentioned before, there are few studies that include social indicators in multi-objective optimization algorithms (Dufo-López et al., 2016) but, to the author's knowledge, there is not any study which exploits SLCA for this purpose. Several challenges hinder the systematic adoption of the method, as explained in (Fortier et al., 2019):

- the troubles in getting primary data which are deeply site-specific; resorting to social hotspots databases can consequently strongly bias the results of the analysis;
- the reticence of the interviewed in providing some sensitive but essential pieces of information (e.g. income);
- the combination of quantitative, semi-quantitative and qualitative measures which are not immediately comparable.

Therefore, a lot of research and efforts are needed in order to get to a satisfactory result in this field, but it is of pivotal importance for the achievement of an efficient way to model off-grid systems in developing countries, where energy is a driver for numerous different social and economic mechanisms which are strictly interconnected.

Table 1: Highlights of the scientific publications considered

Reference	Role LCA in optimization	Impacts assessed	Sources of data	Tools adopted	Uncertainty treatment
(Quiggin et al., 2012)	Environmental evaluation after technical optimization	GHG emissions	Literature review	Optimization in MATLAB	No
(Zhang et al., 2015)	Objective function	GWP and AP	Ecoinvent database	LCA in GaBi 6.0, optimization in GAMS	No
(Apurva, 2015)	GHG emissions as objective function + Multi-criteria decision analysis (MCDA) after economic optimization	ReCiPe method: 18 midpoint categories and 3 endpoint categories	Ecoinvent database	LCA in OpenLCA	Yes, stochastic optimization
(M. Li et al., 2016)	Objective function	GHG emissions	Internal reports	Optimization in MATLAB	No
(Shi et al., 2017)	Objective function	GHG emissions	Literature review	X	No
(Abo-Elyousr & Elnozahy, 2018)	Objective function	GHG emissions	Literature review	Optimization in MATLAB	No
(Nagapurkar & Smith, 2019)	Environmental evaluation after economic optimization	GHG emissions	Literature review	Optimization in MATLAB	No

5. Conclusions

This work has analysed the scientific papers published after 2012 that have integrated optimization and LCA for microgrid design. It has been highlighted that just in few cases the two methods are used together for an organic and exhaustive evaluation of the system and, even when it is done, many times LCA does not influence the decision-making process. The procedure adopted in the different publications has been investigated in detail, in order to identify the advantages and drawbacks of each approach and provide a guide for replicability of the model in the specific context of isolated renewables-based microgrids in developing countries. In particular, the following features have been stressed: the role of LCA in the optimization process, which impacts have been assessed, the source of the data employed for the LCA computations, the tools adopted, whether uncertainty of the inputs has been taken into account. Moreover, the presence of social LCA studies for microgrids has been investigated. The main findings resulted from the analysis are that the evaluation of environmental impacts through LCA is still generally limited to GHG emissions, providing a partial view of the effects of a plant on the surrounding ecosystem, and that social LCA in optimization is a completely unexplored field and it is still strictly tied to the issue of quantifying and comparing indicators from different categories. Therefore, there is a great need for further research in this area in order to get to a good level of detail and completeness in the impact assessment of microgrids. This is crucial especially when designing a system to be placed in a rural area of a developing country, because the target community is deeply affected by the provision of electricity. A complete evaluation is essential in order to give higher chances of success to rural electrification projects, which often fail because too many aspects beyond mere technicalities are neglected and whose development is in line with the achievement of the Sustainable Development Goals (SDGs), set by the United Nations as target for the year 2030, and especially with the SDG7, aiming at clean and affordable energy for everyone. Improving the design procedure is therefore an essential step towards a faster, more efficient and more equitable process of electrification for universal access to energy.

6. References

- Abo-Elyousr, F. K., & Elnozahy, A. (2018). Bi-objective economic feasibility of hybrid micro-grid systems with multiple fuel options for islanded areas in Egypt. *Renewable Energy*, 128, 37–56. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.05.066>
- Apurva, N. (2015). A Framework For Microgrid Planning Using Multidisciplinary Design Optimization, 153.
- Corona, B., Bozhilova-Kisheva, K. P., Olsen, S. I., & San Miguel, G. (2017). Social Life Cycle Assessment of a Concentrated Solar Power Plant in Spain. *Journal of Industrial Ecology*, 21(6), 1566–1577. <https://doi.org/10.1111/jiec.12541>
- Dufo-López, R., Cristóbal-Monreal, I. R., & Yusta, J. M. (2016). Optimisation of PV-wind-diesel-battery stand-alone systems to minimise cost and maximise human development index and job creation. *Renewable Energy*, 94, 280–293. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.03.065>
- Fortier, M. P., Teron, L., Reames, T. G., Trishana, D., & Sullivan, B. M. (2019). Introduction to evaluating energy justice across the life cycle: A social life cycle assessment approach. *Applied Energy*, 236(October 2018), 211–219. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.11.022>
- Hiremath, R. B., Kumar, B., Balachandra, P., & Ravindranath, N. H. (2010). Bottom-up approach for decentralised energy planning: Case study of Tumkur district in India. *Energy Policy*, 38(2), 862–874. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.10.037>
- IEA. (2017). WEO-2017 Special Report: Energy Access Outlook. <https://www.iea.org/Energyaccess/>, 1–143. <https://doi.org/ce0871024> [pii]
- ISO 14040. (2006). Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework. *The*

International Standards Organisation (ISO). <https://doi.org/10.1136/bmj.332.7550.1107>

Kusakana, K. (2015). Optimal scheduled power flow for distributed photovoltaic/wind/diesel generators with battery storage system. *IET Renewable Power Generation*, 9(8), 916–924. <https://doi.org/10.1049/iet-rpg.2015.0027>

Li, G., Zhai, X., Li, Y., Feng, B., Wang, Z., & Zhang, M. (2016). Multi-objective Optimization Operation Considering Environment Benefits and Economy Based on Ant Colony Optimization for Isolated Micro-grids. *Energy Procedia*, 104, 21–26. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.12.005>

Li, M., Zhang, X., Li, G., & Jiang, C. (2016). A feasibility study of microgrids for reducing energy use and GHG emissions in an industrial application. *Applied Energy*, 176(2016), 138–148. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.05.070>

Luna, A., Diaz, N., Savaghebi, M., Vasquez, J. C., Guerrero, J. M., Sun, K., ... Sun, L. (2016). Optimal power scheduling for a grid-connected hybrid PV-wind-battery microgrid system. *Conference Proceedings - IEEE Applied Power Electronics Conference and Exposition - APEC*, 2016-May, 1227–1234. <https://doi.org/10.1109/APEC.2016.7468025>

Moshi, G. G., Bovo, C., Berizzi, A., & Taccari, L. (2016). Optimization of integrated design and operation of microgrids under uncertainty. *19th Power Systems Computation Conference, PSCC 2016*. <https://doi.org/10.1109/PSCC.2016.7540870>

Murgante, B., Misra, S., A C Rocha, A. M., Torre, C., Rocha, J. G., Falcão, M. I., ... Gervasi, O. (2014). *Computational Science and Its Applications – ICCSA 2014*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-09156-3>

Nagapurkar, P., & Smith, J. D. (2019). Techno-economic optimization and environmental Life Cycle Assessment (LCA) of microgrids located in the US using genetic algorithm. *Energy Conversion and Management*, 181(November 2018), 272–291. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2018.11.072>

Quiggin, D., Cornell, S., Tierney, M., & Buswell, R. (2012). A simulation and optimisation study: Towards a decentralised microgrid, using real world fluctuation data. *Energy*, 41(1), 549–559. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.02.007>

Shi, B., Wu, W., & Yan, L. (2017). Size optimization of stand-alone PV/wind/diesel hybrid power generation systems. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 73, 93–101. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2016.07.047>

Silva, D., & Nakata, T. (2009). Multi-objective assessment of rural electrification in remote areas with poverty considerations. *Energy Policy*, 37(8), 3096–3108. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.03.060>

Soroudi, A. (2017). *Power system optimization modeling in GAMS. Power System Optimization Modeling in GAMS*. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-62350-4>

Tao, J., Li, L., & Yu, S. (2018). An innovative eco-design approach based on integration of LCA, CAD\CAE and optimization tools, and its implementation perspectives. *Journal of Cleaner Production*, 187, 839–851. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.213>

UNEP/SETAC. (2009). *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products. United Nations Environment Program* (Vol. 15). <https://doi.org/DTI/1164/PA>

Zhang, D., Evangelisti, S., Lettieri, P., & Papageorgiou, L. G. (2015). Optimal design of CHP-based microgrids: Multiobjective optimisation and life cycle assessment. *Energy*, 85, 181–193. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.03.036>

Carbon footprint and energy requirement of the biopolymers polyhydroxyalkanoates: a review

Filippo Baioli¹, Luciano Vogli¹, Serena Righi^{1,2}

¹Interdepartmental Research Centre for Environmental Sciences, Campus of Ravenna, University of Bologna

²Department of Physics, University of Bologna

Email: filippo.baioli2@unibo.it

Abstract

Polyhydroxyalkanoates (PHAs) are naturally occurring biopolymers, obtained from microorganisms. Through Life Cycle Assessment (LCA) methodology it is possible to account for all the environmental impacts associated with PHAs production. A review analysis of 28 published LCA studies on PHAs and PHB using different approaches was performed, showing that both the choice of feedstock and the use of process residues and co-products for energy production can lower the environmental impacts of the production process. Moreover, the downstream process for the extraction of biopolymer grains usually has the highest influence on results. Climate change impact values generally are between 1 and 6 kg of CO₂-eq. per kg of PHAs produced, whereas in most studies the energy requirement is higher than 50 MJ per kg of biopolymer.

1. Introduction

Polyhydroxyalkanoates (PHAs) are thermoplastic or elastomeric polyesters of hydroxyalkanoates with the mechanical and thermoplastic properties of commercial polymers/plastics (Lee, 1996). They are synthesised by numerous bacteria as intracellular carbon and energy storage compounds (Reddy et al., 2003). 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 (Leong et al., 2017). PHAs are increasingly being used in more niche applications in a variety of industries from medicine to packaging and it is one of the most prevalent biopolymers currently represented in life cycle literature (Pakalapati et al., 2018).

Life Cycle Assessment (LCA) is a methodology standardized by EN ISO 14040:2006 and EN ISO 14044:2006. It is a key tool to measure the environmental impact of products. LCA covers all stages in a product's life from the extraction of resources to ultimate disposal. It is crucial to take the complete product life cycle into account, as products may have entirely different environmental impacts during the single stages of their life cycle.

In this study, a review analysis of published LCA studies concerning the production of PHAs (and polyhydroxybutyrate (PHB), the most common type of PHAs) using different approaches was performed.

This review is a starting point for Life Cycle Assessment activities of "B-PLAS DEMO: Industrial demonstration of sludge to bioplastic pathway" project. The objective of this project is to design, build and operate an industrial scale continuous plant able to treat 1,000 t/y of wet wastewater treatment (WWT) sludge obtained from winery residues and to produce at least 6 t/y of PHAs by a hydrothermal pretreatment followed by a sequence of biological processes, namely acidogenic fermentation and aerobic microbial mixed cultures (MMC) cultivation which lead to PHAs production.

2. Methodology

The review analysis is based on 28 scientific peer-reviewed papers concerning LCA applied to PHAs and PHB life cycle (see Figure 1). The papers were published between 1999 and 2019.

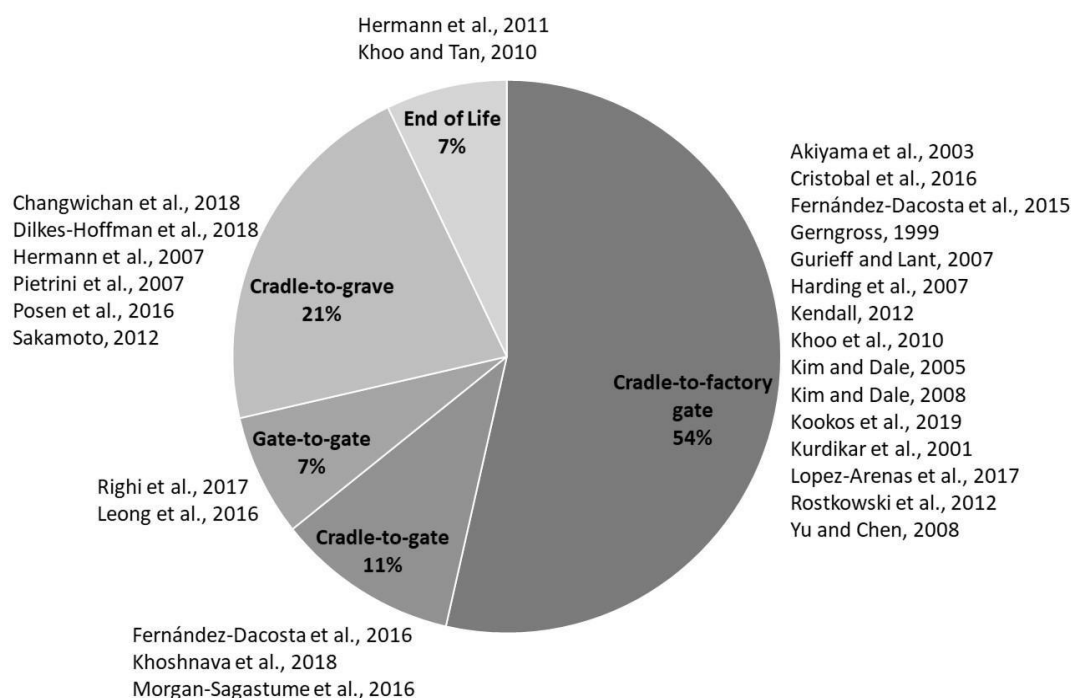


Figure 1: Distribution of system boundary approach of the reviewed LCA studies

3. Results

3.1. Methodological aspects

The overview shows that the identified studies have a wide range of methodological choices. Fifteen LCA studies use a “cradle-to-factory gate” approach, which includes the phases of biomass production, PHAs production and PHAs recovery. Three studies use a “cradle-to-gate” approach where PHAs are not the final product (Fernández-Dacosta et al., 2016 and Khoshnava et al., 2019). In particular, Fernández-Dacosta and coauthors (2016) consider PHB as an intermediate product to produce methyl crotonate and methyl acrylate. Khoshnava and coauthors (2019) compare a hybrid reinforced PHB biocomposite with common composites used as building materials. Morgan-Sagastume and coauthors (2016) compare the use of sewage sludge from wastewater treatment as raw material for the production of biogas with its use for the production of PHA-enriched biomass.

Six studies consider the entire life cycle (from “cradle-to-grave”) where use phases are excluded because they presumably do not differ much between conventional and biobased plastics (Hermann et al., 2007; Pietrini et al., 2007; Sakamoto, 2012; Posen et al., 2016; Changwichan et al., 2018; Dilkes-Hoffman et al., 2018). Pietrini and coauthors (2007) analyse two different products: monitor housing and internal panels of an average car. Regarding the first one, its use phase does not contribute to environmental impacts because the electricity use of the monitor does not depend on the weight, the shape or the material of the housing, which instead could influence the transportation phases to and from retail network and to waste management facilities, but even this life cycle stage has not been included in the calculation because it is typically negligible. On the other hand, the use phase of car panels is included and it is demonstrated that nonrenewable energy use of the PHB end products is higher than that of products made of conventional polymer, due to the higher weight of the biocomposites, which in turn leads to higher fuel consumption of the vehicle. Dilkes-Hoffman and coauthors (2018) analyse the entire life cycle of a biodegradable food packaging composed of thermoplastic starch and polyhydroxyalkanoates layered materials.

Two studies focus on the gate-to-gate approach but they analyse two different aspects of PHAs production. Leong and coauthors (2016) evaluate only the upstream PHAs biosynthesis, as the main objective of this work is to perform a screening of the suitable carbon sources. Environmental impacts of utilities are assumed to be the same for each carbon source due to the same fermentation conditions. Righi and coauthors (2017) analyse only the recovery phase of PHB from biomass by solvent extraction in order to determine the greener among four recovery processes.

Finally, two studies focus on the end-of-life options. Khoo and Tan (2010) demonstrate that the environmental burdens generated from any of the disposal options analysed (i.e. landfill, incineration, composting) are less significant compared to those generated by products' life cycle production stages. Hermann and coauthors (2011) demonstrate that anaerobic digestion has the lowest footprint at the current level of technology, but incineration may become better in the future if energy efficiency in waste incineration plants will improve significantly.

3.2. Feedstock

The majority of the studies are based on data from PHAs production in laboratory or pilot facilities and most of them consider sucrose (from sugar cane) and glucose (from corn starch) as carbon source. Other feedstock materials are also used: glucose from corn stover (a less mature technology, but with potential for improvements), soybean oil, black syrup, methane and genetically modified corn (in this case PHAs are produced within the corn cells). In order to reduce the environmental impact of this biopolymer production, many authors focus their investigations on agricultural residues and organic waste, such as wastewater, sewage sludge (Gurieff and Lant, 2007; Fernández-Dacosta et al., 2015; Fernández-Dacosta et al., 2016; Morgan-Sagastume et al., 2016), waste cooking oil (Leong et al., 2016), cellulosic fraction of organic residues (Kendall, 2012) and corn stover (Hermann et al., 2007) which are used to feed microbial cultures able to produce PHA-rich biomass by fermentation process. The review shows that the choice of feedstock and the use of residues and co-products for energy production can reduce the environmental impact of PHAs production.

3.3. Downstream process

Broadly, there are two schemes for recovering PHAs from the post-fermentation reaction medium, i.e. to separate PHAs granules by dissolving biomass with strong oxidants such as acids or surfactants, and to extract PHAs directly from the biomass using suitable solvents. The role of solvents is to change the permeability of cell membrane and then to dissolve the polymer inside the cells. A pretreatment step can be added to achieve a higher recovery rate, and a purification step come after to obtain higher purity of the biopolymer.

The review shows that also the downstream process for the release of biopolymer grains plays an important role; some studies analyze different downstream processes and evaluate their environmental impacts. Rostkowski and coauthors (2012) underline that PHB recovery from cell material is a primary contributor to all environmental impact categories in PHB production, especially when solvent extraction is used. Kendall (2012) supports this conclusion. Fernández-Dacosta and coauthors (2015) analyze three downstream processing routes, based on alkali, surfactant-hypochlorite and solvent treatments; they conclude that a downstream process using solvent and including a distillation step for the solvent recovery increases the final product costs and the environmental impacts. Righi and coauthors (2017) compare the extraction of PHB with dimethyl carbonate (DMC) from microbial cells with an alternative process using chlorinated solvents. DMC has become increasingly important in the chemical industry mainly because of its versatility as reagent

and solvent, and its relatively low toxicity for human health and for the environment. The results demonstrate that the environmental performances of DMC protocol are far better than those of the most common processes using halogenated hydrocarbons.

3.4. *Impacts analysis*

As previously explained, the studies differ a lot from each other in several features and analysis conditions. In any case, in the following sections we have reported a comparative analysis among their results on carbon footprint and energy requirements.

3.4.1. *Carbon footprint*

The review shows that the most common impact analyzed is carbon footprint, (named also climate change or global warming potential (GWP) or greenhouse gas emissions (GHGs), all of these expressed as CO₂-equivalent emitted per kilo of biopolymer). Figure 2 shows the values obtained by the analysed authors. Generally, climate change impact values are in the order of magnitude of some kilos of CO₂-eq. (i.e. from 1 to 6) per kilo of PHAs. Lower values (i.e. below 0.1 kg CO₂-equivalent emitted per kilo of biopolymer) are reported by studies that account for carbon uptake during biomass growth, thereby considering carbon storage in the bio-based polymer. Negative impacts are also reported when waste streams, such as biopolymer extraction residues, are used for energy recovery. Higher values (6.1 - 11.9 kg CO₂-eq./kg PHAs) are reported by Kendall (2012) and by Posen and coauthors (2016) in the case of corn-derived PHB. The highest impact (23.4 - 26.6 kg CO₂-eq./kg PHAs) is reported by Pietrini and coauthors (2007) in the assessment of car panels; in this case, the use phase of car panels is included and the higher weight of the composites causes higher fuel consumption.

The values of GWP provided by Righi and coauthors (2017) (3.9 - 11 kg CO₂-eq.) lie within the range of values reported in other studies. Since this study refers only to polymer extraction, its results would agree to the above range only if the PHAs extraction were one of the main contributors to the total impact. This hypothesis agrees with previous scientific works who observed that recovery is the dominant process (Rostkowski et al., 2012) or one of the dominant processes (Kendall, 2012; Fernández-Dacosta et al., 2015) contributing to the total environmental impacts of PHB production.

Two studies are not reported in the Figure 2 since Khoshnava and coauthors (2018) use ReCiPe method, which determines Climate Change Human Health expressed as DALY and not as CO₂-eq. Leong and coauthors (2016) do not evaluate GWP because it is not necessary in rapid screening for choice of bacteria and carbon source and it requires requires massive amount of information to obtain the impact value for every single process.

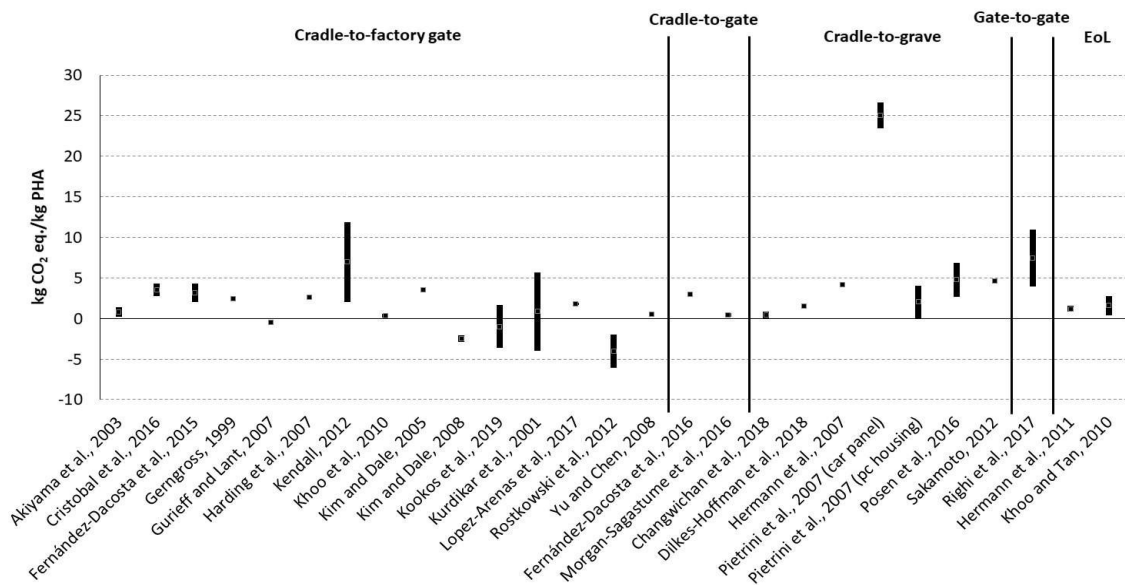


Figure 2: Greenhouse gas emissions reported in the reviewed studies

3.4.2. Energy requirement

Sixteen studies out of twenty-eight evaluate the energy requirement. Figure 3 shows the energy requirement for PHAs production in a cradle-to-gate system boundary. It is possible to observe that the values are generally higher than 50 MJ per kilo of biopolymer. The highest energy requirement (327.9 - 391.6 MJ/kg PHAs) is reported by Pietrini and coauthors (2007) due to the use phase as previously discussed. The lowest values are reported by Kim and Dale (2008) that assume to use biomass as energy source and fermentation residues as fuel to improve the environmental performances of the PHB production system.

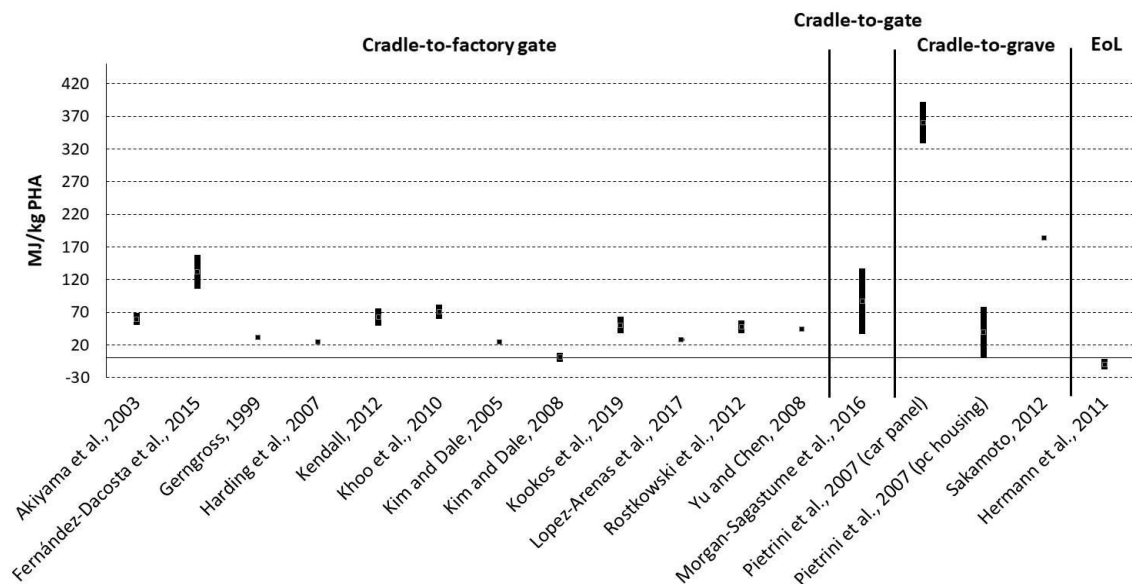


Figure 3: Energy requirement reported in the reviewed studies

4. Conclusions and recommendations

It is noteworthy that Khoo and coauthors (2010) show that PHAs-based bio-products are more environmentally friendly than fossil-based ones when clean and renewable energy is used throughout its life cycle production stages. This claim is supported by Kurdikar and coauthors (2001), who concluded that the use of corn stover waste as a renewable energy resource results in reduced environmental impacts for producing PHAs. Akiyama and coauthors (2003) echo this view by considering wind power as a replacement for grid electricity in PHAs life cycle production. It is also important to observe that not all authors explicitly declare the energy sources supplied to the biopolymer production chain.

Moreover, the downstream process for the extraction of biopolymer grains usually has the highest influence on results among life cycle stages. Climate change impact values generally are between 1 and 6 kilos of CO₂-eq. per kilo of PHAs produced, whereas in most studies the energy requirement is higher than 50 MJ per kilo of biopolymer.

Finally, it has to be stressed that the different approaches regarding in particular the impact assessment methods, the system boundaries, the inclusion of biogenic carbon as well as the background data (industrial vs lab scale) have an influence on the results.

5. Acknowledgments

This study is part of “B-PLAS DEMO: Industrial demonstration of sludge to bioplastic pathway” project (<https://site.unibo.it/b-plas/en>) 2018-2021 funded by EIT Climate-KIC (PROJECT ID: TSS2018B_3310-BPLAS_A).

6. References

- Akiyama, M, Tsuge, T, Doi, Y, 2003. Environmental life cycle comparison of polyhydroxyalkanoates produced from renewable carbon resources by bacterial fermentation. *Polym. Degrad. Stab.* 80, 183–94.
- Changwichan, K, Silalertruksa, T, Gheewala SH, 2018. Eco-Efficiency Assessment of Bioplastics Production Systems and End-of-Life Options. *Sustainability*, 10, 952.
- Cristóbal, J, Matos, CT, Aurambout, J-P, Manfredi, S, Kavalov, B, 2016. Environmental sustainability assessment of bioeconomy value chains. *Biomass Bioenergy*, 89, 159–171.
- Dilkes-Hoffman, LS, Lane, JL, Grant, T, Pratt, S, Lant, PA, Laycock, B, 2018. Environmental impact of biodegradable food packaging when considering food waste. *J. Cleaner Prod.* 180, 325–334.
- Fernández-Dacosta, C, Posada, JA, Kleerebezem, R, Cuellar, MC, Ramirez, A, 2015. Microbial community-based polyhydroxyalkanoates (PHAs) production from wastewater: techno-economic analysis and ex-ante environmental assessment. *Bioresour. Technol.* 185, 368–377.
- Fernández-Dacosta, C, Posada, JA, Ramirez, A, 2016. Techno-economic and carbon footprint assessment of methyl crotonate and methyl acrylate production from wastewater-based polyhydroxybutyrate (PHB). *J. Cleaner Prod.* 137, 942–952.
- Gerngross, TU, 1999. Can biotechnology move us toward a sustainable society? *Nat. Biotechnol.* 17, 541–544.
- Gurieff, N, Lant, P, 2007. Comparative life cycle assessment and financial analysis of mixed culture polyhydroxyalkanoates production. *Bioresour. Technol.* 98, 3393–3403.
- Harding, KG, Dennis, JS, von Blottnitz, H, Harrison, STL, 2007. Environmental analysis of plastic production processes: comparing petroleum-based polypropylene and polyethylene with biologically-based poly-b-hydroxybutyric acid using life cycle analysis. *J. Biotechnol.* 130, 57–66.
- Hermann, BG, Blok, K, Patel, MK, 2007. Producing bio-based bulk chemicals using industrial biotechnology saves energy and combats climate change. *Environ. Sci. Technol.* 41(22), 7915–7921.
- Hermann, BG, Debeer, L, De Wilde, B, Blok, K, Patel, MK, 2011. To compost or not to compost: carbon and energy footprints of biodegradable materials' waste treatment. *Polym. Degrad. Stab.* 96, 1159–1171.
- Kendall, A, 2012. A life cycle assessment of biopolymer production from material recovery facility residuals. *Resour. Conserv. Recycl.* 61, 69–74.

- Khoo, HH, Tan, RBH, Chang, KWL, 2010. Environmental impacts of conventional plastic and bio-based carrier bags. *Int. J. Life Cycle Assess.* 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. Life Cycle Assess.* 15(4), 338–345.
- Khoshnava, SM, Rostamib, R, Ismailc, M, Rahmatd, AR, 2018. A cradle-to-gate based life cycle impact assessment comparing the KBFw EFB hybrid reinforced poly hydroxybutyrate biocomposite and common petroleum-based composites as building materials. *Environ. Impact Assess. Rev.* 70, 11–21.
- Kim, S, Dale, BE, 2005. Life cycle assessment study of biopolymers (polyhydroxyalkanoates)-derived from no-tilled corn. *Int. J. Life Cycle Assess.* 10(3), 200–210.
- Kim, S, Dale, BE, 2008. Energy and greenhouse gas profiles of polyhydroxybutyrates derived from corn grain: a life cycle perspective. *Environ. Sci. Technol.* 42, 7690–7695.
- Kookos, IK, Koutinasb, A, Vlysidis, A, 2019. Life cycle assessment of bioprocessing schemes for poly(3-hydroxybutyrate) production using soybean oil and sucrose as carbon sources. *Resour. Conserv. Recycl.* 141, 317–328.
- 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.
- Lee, SY, 1996. Plastic bacteria? Progress and prospects for polyhydroxyalkanoate production in bacteria. *Trends Biotechnol.* 14(11), 431–438.
- Leong, YK, Show, PL, Lin HC, Chang, CK, Loh, HS, Lan, JCW, Ling, TC, 2016. Preliminary integrated economic and environmental analysis of polyhydroxyalkanoates (PHAs) biosynthesis. *Bioresour. Bioprocess.* 41(3), 1–9.
- Leong, YK, Lan, JCW, Loh, HS, Ling, TC, Ooi, CW, Show, PL, 2017. Cloud-point extraction of green-polymers from *Cupriavidus necator* lysate using thermoseparating-based aqueous two-phase extraction. *123 (3)*, 370–375.
- Lopez-Arenas, T, González-Contreras, M, Anaya-Reza, O, Sales-Cruza, M, 2017. Analysis of the fermentation strategy and its impact on the economics of the production process of PHB (polyhydroxybutyrate). *Comput. Chem. Eng.* 107, 140–150.
- Morgan-Sagastume, F, Heimersson, S, Laera, G, Werker, A, Svanström, M, 2016. Techno-environmental assessment of integrating polyhydroxyalkanoate (PHA) production with services of municipal wastewater treatment. *J. Cleaner Prod.* 137, 1368–1381.
- Pakalapati, H, Chang, CK, Show, PL, Arumugasamy, SK, Lan, JCW, 2018. Development of polyhydroxyalkanoates production from waste feedstocks and applications. *J. Biosci. Bioeng.* 126 (3), 282–292.
- Pietrini, M, Roes, L, Patel, MK, Chiellini, E, 2007. Comparative life cycle studies on poly(3-hydroxybutyrate)-based composites as potential replacement for conventional petrochemical plastics. *Biomacromolecules*, 8, 2210–2218.
- 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.
- Reddy, CSK, Ghai, R, Kalia, VC, 2003. Polyhydroxyalkanoates: an overview. *Bioresour. Technol.* 87, 137–146.
- Righi, S, Baioli, F, Samorì, C, Galletti, P, Tagliavini, E, Stramigioli, C, Tugnoli, A, Fantke, P, 2017. A life cycle assessment of poly-hydroxybutyrate extraction from microbial biomass using dimethyl carbonate. *J. Cleaner Prod.* 168, 692–707.
- Rostkowski, KH, Criddle, CS, Lepech, MD, 2012. Cradle-to-gate life cycle assessment for a cradle-to-cradle cycle: biogas-to-bioplastic (and back). *Environ. Sci. Technol.* 46, 9822–9829.
- Sakamoto, Y, 2012. Life Cycle Assessment of Biodegradable Plastics. *J. Shanghai Jiaotong Univ. (Sci.)*, 17, 327–329.
- Yu, J, Chen, LXL, 2008. The greenhouse gas emissions and fossil energy requirement of bioplastics from cradle to gate of a biomass refinery. *Environ. Sci. Technol.* 42, 6961–6966.

Life Cycle Interpretation nella Social Life Cycle Assessment: spunti di riflessione

Manuela D'Eusanio¹, Bianca Maria Tragnone¹, Ioannis Arzoumanidis¹, Andrea Raggi¹, Luigia Petti¹

¹Dipartimento di Economia (DEc) - Università degli Studi "G. d'Annunzio", Pescara
Email: manuela.deusanio@unich.it

Abstract

L'Interpretazione è l'ultima fase di uno studio di Social Life Cycle Assessment, contraddistinto da un processo iterativo che ne coinvolge tutte le fasi, dalla definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione, alla raccolta dati sino alla valutazione degli impatti. La Interpretazione consente non solo di elaborare e descrivere i risultati emersi da uno studio Social Life Cycle Assessment al fine di identificare ed evidenziare i problemi sociali e socioeconomici maggiormente significativi, ma anche di verificare la coerenza e la completezza dello studio. In questa prospettiva, l'obiettivo del presente articolo è verificare come la fase di Interpretazione è stata condotta nei casi studio di Social Life Cycle Assessment. A tal fine, è stata effettuata una revisione sistematica della letteratura secondo il "Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses Guidelines (PRISMA)". I risultati mostrano non solo come l'Interpretazione non sia ancora ampiamente trattata in modo esplicito, ma anche il raro impiego dei previsti strumenti di supporto. I limiti e le lacune individuate nella trattazione della Interpretazione confermano la necessità di ulteriori sviluppi della S-LCA, sia in termini metodologici che pratici.

1. Introduzione

Il programma di azione per le persone, il pianeta e la prosperità dettato dall'Agenda 2030 (Assemblea Generale Nazioni Unite, 2015) incoraggia organismi, quali responsabili politici, società e ONG, a prendere decisioni strategiche ed organizzative in termini di sostenibilità sociale, economica e ambientale al fine di raggiungere i 17 Obiettivi per lo Sviluppo Sostenibile - Sustainable Development Goals (SDGs) entro il 2030. Il raggiungimento dello Sviluppo Sostenibile (ovvero garantire il futuro per la prossima generazione senza compromettere quella attuale (Brundtland, 1979)) è l'obiettivo principale anche di altri programmi internazionali e nazionali quali Strategie Europee 2020 (Commissione Europea, 2010) e Fabbriche del Futuro (Romero et al., 2017). A sostegno di uno sviluppo sostenibile vi sono le metodologie e gli strumenti basati su di un approccio al ciclo di vita, tra i quali la Life Cycle Assessment (LCA) per il pilastro ambientale, la Social Life Cycle Assessment (S-LCA) per quello sociale ed il Life Cycle Costing (LCC) per quello economico (Finkbeiner et al., 2010). La metodologia LCA, standardizzata nelle norme ISO a livello internazionale (ISO, 2006a; ISO, 2006b), si articola in quattro fasi: 1) Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione; 2) Analisi dell'inventario (LCI); 3) Valutazione dell'impatto (LCIA); 4) Interpretazione. Lo stesso framework tecnico è stato adottato dalle *Guidelines* per la S-LCA, sebbene adattamenti siano esplicitamente richiesti (UNEP/SETAC, 2009).

Il contributo che il presente articolo vuole apportare è quello di approfondire la fase di Interpretazione. L'Interpretazione nel caso dell'LCA, volta a rendere significativi i risultati ottenuti nel LCI e LCIA (Baumann e Tillman, 2004), è una fase che può indurre un processo iterativo di riesame (ISO, 2006a), che consente di migliorare il modello di LCI in modo da raggiungere gli obiettivi dello studio ed arrivare a conclusioni e raccomandazioni robuste anche nel caso di analisi comparative (Commissione Europea, 2010). Tale fase si articola, secondo quanto previsto dallo standard ISO14044 (ISO, 2006b), nella identificazione delle problematiche rilevanti, nella valutazione, che include controlli di completezza, di sensibilità e di coerenza, nonché nella redazione di conclusioni, limitazioni e raccomandazioni.

Le norme ISO (2006b) sono richiamate dalle *Guidelines* UNEP/SETAC (2009) nella trattazione della interpretazione nella S-LCA, che si sviluppa dunque secondo i passaggi appena descritti, con alcune differenze nella valutazione (ad esempio non include il controllo di sensibilità), e nel passaggio finale (non comprende le limitazioni ma prevede, oltre a conclusioni e raccomandazioni, la comunicazione trattata nella ISO 14044 (2006b)).

separatamente dalla fase di Interpretazione). Nella S-LCA è previsto, inoltre, quale ultimo passaggio della fase di Interpretazione, il livello di coinvolgimento degli *stakeholder* (*level of engagement with stakeholders*)¹⁸.

L'identificazione delle problematiche più significative consente di individuare le fasi del ciclo di vita più rilevanti e, allo stesso tempo, le categorie d'impatto con maggiore incidenza. Tali aspetti possono essere identificati attraverso l'analisi del contributo (Commissione Europea, 2010), secondo la quale si può anche identificare se sono necessari ulteriori sforzi per la raccolta dati e/o per lo sviluppo/miglioramento del prodotto (*ecodesign*).

La valutazione viene effettuata attraverso diversi controlli della robustezza dei risultati (Baumann e Tillman, 2004). Il controllo di completezza ha come obiettivo di individuare la completezza dell'inventario e il rispetto dei criteri di cut-off identificati nella prima fase di definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione (Commissione Europea, 2010). Il controllo di sensibilità, invece, consente di valutare il grado di affidabilità dei risultati finali e delle conclusioni ed è solitamente effettuato attraverso analisi di scenario e metodi quantitativi (*ibid.*), modificando ad esempio i parametri di *input* e monitorando le variazioni dei risultati (Baumann e Tillman, 2004). Il grado di precisione dei risultati può essere valutato tramite un'analisi di incertezza (*ibid.*). Infine può essere eseguito un controllo di coerenza con il quale viene analizzato se le varie ipotesi, le scelte metodologiche ed i dati sono stati applicati in maniera coerente durante lo studio ed in linea con la definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione (Commissione Europea, 2010).

L'obiettivo di questo articolo è di verificare come la fase di Interpretazione, così come definita dalle norme ISO e adottata dalle *Guidelines* UNEP/SETAC (2009), è stata sinora condotta nei casi studio di S-LCA. A tal fine è stata effettuata una rassegna critica della letteratura volta ad approfondire le modalità di conduzione della Interpretazione negli studi S-LCA, con particolare riferimento agli *step* seguiti ed agli strumenti interpretativi utilizzati.

2. Revisione sistematica della letteratura

La revisione della letteratura è stata effettuata secondo il *Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-Analyses Guidelines* (PRISMA), al fine di garantire i principi di trasparenza, inclusività ed esplicatività (Tranfield et al., 2003), consultando i database *Scopus* e *Web of Science* con accesso dall'Università degli Studi "G. d'Annunzio" Chieti-Pescara, ricercando le parole chiave "Social Life Cycle Assessment", "Social LCA", "S-LCA" e "SLCA", con l'operatore booleano OR, in *Article title*, *Abstract*, *Keywords* (*Scopus*) e nei *topic* (*Web Of Science*) dal 2009 al 2019 (ricerca ultimata a marzo 2019).

L'elevato numero di risultati ottenuti in entrambi i *database* è stato ristretto selezionando dapprima i soli documenti in lingua inglese e, successivamente, eliminando gli atti di convegno, i capitoli di libro e gli articoli in corso di stampa.

In particolare, i 484 risultati complessivi in *Scopus* sono stati limitati a quelli in lingua inglese (465) e, successivamente, agli articoli (260) e le *review* (45). Analoga operazione è stata effettuata in *Web of Science*: i 353 risultati ottenuti sono stati ristretti dapprima a 349, includendo unicamente quelli in lingua inglese, e successivamente a 269, selezionando solo gli articoli (243) e le revisioni (26). Si sono così ottenuti nel complesso 574 risultati, ridotti a 319 dopo l'eliminazione dei duplicati (255).

Si è quindi effettuato un primo *screening* per *abstract* che ha consentito di eliminare gli articoli non pertinenti alla S-LCA come, ad esempio, gli studi di medicina, archeologia, informatica, matematica, ecologia, nonché gli studi LCA, *Simplified LCA*, *Streamlined LCA*,

¹⁸ Si riporta anche la denominazione in lingua originale, non esistendo una traduzione ufficiale in italiano delle *Guidelines* UNEP/SETAC (2009) .

Life Cycle Sustainability Assessment (LCSA) e quelli caratterizzati da una trattazione congiunta di S-LCA e LCA.

Gli articoli così selezionati (181) sono stati oggetto di una valutazione del testo completo volta a limitare l'analisi ai soli casi studio S-LCA condotti secondo le *Guidelines* UNEP/SETAC (2009), in coerenza con l'obiettivo del presente articolo di verificare come la fase di Interpretazione descritta dalle *Guidelines* sia stata effettivamente condotta. Si sono così eliminati tutti gli articoli metodologici e le *review* in quanto aventi carattere teorico, nonché i casi studio sviluppati con metodologie differenti da quella descritta nelle *Guidelines*. Gli articoli così individuati (55) sono elencati nella Tabella 1.

Tabella 1: Articoli di casi studio revisionati

	Autori	Anno	Titolo	Rivista
1	Aparcana and Salhofer	2013	Application of a methodology for the social life cycle assessment of recycling systems in low income countries: three Peruvian case studies	International Journal of Life Cycle Assessment
2	Aparcana and Salhofer	2013	Development of a social impact assessment methodology for recycling systems in low-income countries	International Journal of Life Cycle Assessment
3	Arcese et al.	2013	Social Life Cycle Assessment as a Management Tool: Methodology for Application in Tourism	Sustainability
4	Arvidsson et al.	2018	A method for human health impact assessment in social LCA: lessons from three case studies	International Journal of Life Cycle Assessment
5	Baumann et al.	2013	Does the Production of an Airbag Injure more People than the Airbag Saves in Traffic? Opting for an Empirically Based Approach to Social Life Cycle Assessment	Journal of Industrial Ecology
6	Chen and Holden	2017	Social life cycle assessment of average Irish dairy farm	International Journal of Life Cycle Assessment
7	Corona et al.	2017	Social Life Cycle Assessment of a Concentrated Solar Power Plant in Spain: A Methodological Proposal	Journal of Industrial Ecology
8	De Luca et al.	2015	Social Life Cycle Assessment and Participatory Approaches: A Methodological Proposal Applied to Citrus Farming in Southern Italy	Integrated Environmental Assessment and Management
9	D'Eusanio et al.	2018	Assessment of social dimension of a jar of honey: A methodological outline	Journal of Cleaner Production
10	Do Carmo et al.	2016	Social impacts profile of suppliers: a S-LCA approach	IFAC-PapersOnLine
11	Dong and Ng	2015	A social life cycle assessment model for building construction in Hong Kong	International Journal of Life Cycle Assessment
12	Ekener-Petersen et al.	2014	Screening potential social impacts of fossil fuels and biofuels for vehicles	International Journal of Life Cycle Assessment
13	Ekener-Petersen and Finnveden	2013	Potential hotspots identified by social LCA—part 1: a case study of a laptop computer	Energy Policy

	Autori	Anno	Titolo	Rivista
14	Ekener-Petersen and Moberg	2013	Potential hotspots identified by social LCA—Part 2: Reflections on a study of a complex product	International Journal of Life Cycle Assessment
15	Fan et al.	2016	Evaluation for social and humanity demand on green residential districts in China based on SLCA	International Journal of Life Cycle Assessment
16	Feschet et al.	2013	Social impact assessment in LCA using the Preston pathway. The case of banana industry in Cameroon	International Journal of Life Cycle Assessment
17	Franze and Ciroth	2011	A comparison of cut roses from Ecuador and the Netherlands	International Journal of Life Cycle Assessment
18	Hannouf and Assefa	2018	Subcategory assessment method for social life cycle assessment: a case study of high-density polyethylene production in Alberta, Canada	International Journal of Life Cycle Assessment
19	Hardadi and Pizzol	2017	Extending the Multiregional Input-Output Framework to Labor-Related Impacts. A Proof of Concept	Journal of Industrial Ecology
20	Henke and Theuvsen	2013	Social Life Cycle Assessment of the biogas value chain	Journal of the Austrian Society of Agricultural Economics
21	Hosseiniyou et al.	2014	Social Life Cycle Assessment for material selection: a case study of building materials	International Journal of Life Cycle Assessment
22	Ibáñez-Forés et al.	2019	Assessing the social performance of municipal solid waste management systems in developing countries: Proposal of indicators and a case study	Ecological Indicators
23	Islam et al.	2018	Life cycle impacts of three-way ceramic honeycomb catalytic converter in terms of disability adjusted life year	Journal of Cleaner Production
24	Lehmann et al.	2011	Integration of Social Aspects in Decision Support, Based on Life Cycle Thinking	Sustainability
25	Lenzo et al.	2017	Social Life Cycle Assessment in the Textile Sector: An Italian Case Study	Sustainability
26	Manik et al.	2013	Social life cycle assessment of palm oil biodiesel: a case study in Jambi Province of Indonesia	International Journal of Life Cycle Assessment
27	Navarro et al.	2018	Social life cycle assessment of concrete bridge decks exposed to aggressive environments	Environmental Impact Assessment Review
28	Opher et al.	2018	A comparative social life cycle assessment of urban domestic water reuse alternatives	International Journal of Life Cycle Assessment
29	Pastor et al.	2018	Social aspects of water consumption: risk of access to unimproved drinking water and to unimproved sanitation facilities—an example from the automobile industry	International Journal of Life Cycle Assessment
30	Pelletier	2018	Social Sustainability Assessment of Canadian Egg Production Facilities: Methods, Analysis, and Recommendations	Sustainability

	Autori	Anno	Titolo	Rivista
31	Pelletier et al.	2018	Social sustainability in trade and development policy	International Journal of Life Cycle Assessment
32	Peruzzini et al.	2017	A social life cycle assessment methodology for smart manufacturing: The case of study of a kitchen sink	Journal of Industrial Information Integration
33	Petti et al.	2018	An Italian tomato Cuore di Bue case study: challenges and benefits using subcategory assessment method for social life cycle assessment	International Journal of Life Cycle Assessment
34	Prasara and Gheewala	2018	Applying Social Life Cycle Assessment in the Thai Sugar Industry: Challenges from the field	Journal of Cleaner Production
35	Roh et al.	2018	Analysis of Worker Category Social Impacts in Different Types of Concrete Plant Operations: A Case Study in South Korea	Sustainability
36	Sajid and Lynch	2018	Financial Modelling Strategies for Social Life Cycle Assessment: A Project Appraisal of Biodiesel Production and Sustainability in Newfoundland and Labrador, Canada	Sustainability
37	Sanchez Ramirez et al.	2016	Subcategory assessment method for social life cycle assessment. Part 2: application in Natura's cocoa soap	International Journal of Life Cycle Assessment
38	Schlör et al.	2018	The energy-mineral-society nexus – A social LCA model	Applied Energy
39	Shemfe et al.	2018	Social Hotspot Analysis and Trade Policy Implications of the Use of Bioelectrochemical Systems for Resource Recovery from Wastewater	Sustainability
40	Singh and Gupta	2018	Social life cycle assessment in Indian steel sector: a case study	International Journal of Life Cycle Assessment
41	Souza et al.	2018	Social life cycle assessment of first and second-generation ethanol production technologies in Brazil	International Journal of Life Cycle Assessment
42	Subramanian and Yung	2018	Modeling Social Life Cycle Assessment framework for an electronic screen product – A case study of an integrated desktop computer	Journal of Cleaner Production
43	Subramanian et al.	2018	Assessing the social impacts of nano-enabled products through the life cycle: the case of nano-enabled biocidal paint	International Journal of Life Cycle Assessment
44	Takeda et al.	2019	Are Renewables as Friendly to Humans as to the Environment: A Social Life Cycle Assessment of Renewable Electricity	Sustainability
45	Teah and Onuki	2017	Support Phosphorus Recycling Policy with Social Life Cycle Assessment: A Case of Japan	Sustainability
46	Tsalis et al.	2017	A social LCA framework to assess the corporate social profile of companies: Insights from a case study	Journal of Cleaner Production
47	Umair et al.	2015	Social impact assessment of informal recycling of electronic ICT waste in Pakistan using UNEP SETAC guidelines.	Resources, Conservation and Recycling

	Autori	Anno	Titolo	Rivista
48	Van der Velden and Valgtlander	2017	Monetisation of external socio-economic costs of industrial production: A social-LCA-based case of clothing production	Journal of Cleaner Production
49	Wang et al.	2017	An analytical framework for social life cycle impact assessment—part 2: case study of labor impacts in an IC packaging company	International Journal of Life Cycle Assessment
50	Weldegiorgis and Franks	2014	Social dimensions of energy supply alternatives in steelmaking: comparison of biomass and coal production scenarios in Australia	Journal of Cleaner Production
51	Werker et al.	2019	Working conditions in hydrogen production: A social life cycle assessment	Journal of Industrial Ecology
52	Yildiz-Geyhan et al.	2017	Social life cycle assessment of different packaging waste collection system	Resources, Conservation and Recycling
53	Zamani et al.	2018	Hotspot identification in the clothing industry using social life cycle assessment — opportunities and challenges of input-output modelling	International Journal of Life Cycle Assessment
54	Zimdars et al.	2018	Enhancing comprehensive measurement of social impacts in S-LCA by including environmental and economic aspects	International Journal of Life Cycle Assessment
55	Zimmer et al.	2017	Assessing social risks of global supply chains: A quantitative analytical approach and its application to supplier selection in the German automotive industry	Journal of Cleaner Production

3. Risultati

La revisione della letteratura ha posto in evidenza un considerevole incremento delle pubblicazioni che implementano la metodologia S-LCA mediante casi studio a partire dal 2017. La Figura 1 mostra la distribuzione temporale degli articoli analizzati, confermando come la ricerca in ambito S-LCA sia ancora in una fase in continuo sviluppo (Petti et al., 2018).

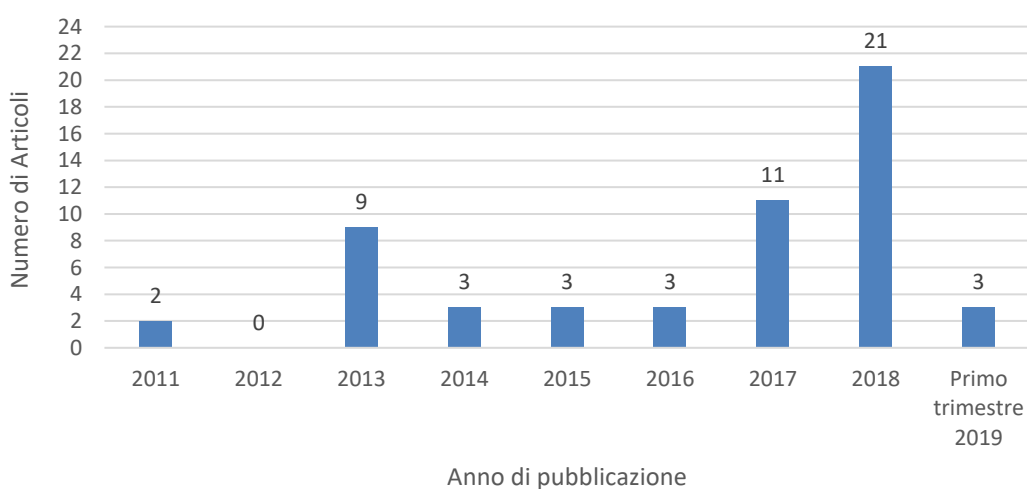


Figura 1: Distribuzione temporale degli articoli revisionati

Come illustrato nella Figura 2, nel 71% l'Interpretazione viene effettuata in maniera implicita, sia nell'ambito della descrizione o discussione dei risultati (92,31%) sia, più raramente (7,69%), nella fase di valutazione degli impatti.

All'interno del 71%, nel 35% dei casi, tale risultato può essere correlato alla struttura dell'articolo selezionato, caratterizzato dall'assenza di specifici ed autonomi paragrafi anche sulle altre fasi di uno studio S-LCA. Nel rimanente 36%, invece, la Interpretazione risulta essere l'unica fase del caso studio condotto cui non viene dedicata un'apposita sezione del lavoro.

Solo il 29% degli articoli selezionati dedica uno specifico paragrafo all'Interpretazione.

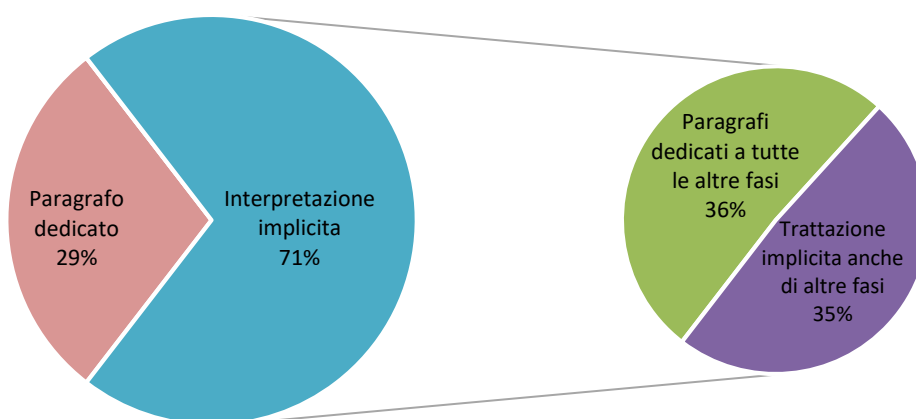


Figura 2: Modalità di trattazione della fase dell'Interpretazione

Si è potuto constatare che in un solo caso (Hosseiniyou et al., 2014) l'Interpretazione è eseguita rispettando tutti i passaggi descritti dalle *Guidelines* UNEP/SETAC (2009) escluso il *level of engagement with stakeholders*. Diversamente, gli altri studi trattano la Interpretazione senza scomporla in tutti i suoi vari passaggi e solo in alcuni di essi si è riscontrato l'utilizzo di alcuni degli strumenti di supporto descritti nella parte introduttiva.

La Figura 3 mostra i passaggi e gli strumenti interpretativi presenti nei casi studio analizzati, con l'eccezione di Hosseinijou et al. (2014), evidenziando la specifica percentuale di utilizzo di ciascuno di essi. Sono stati presi in considerazione solo i passaggi e gli strumenti forniti dalle *Guidelines* UNEP/SETAC (2009) ed espressamente indicati dagli Autori dei casi studio analizzati.

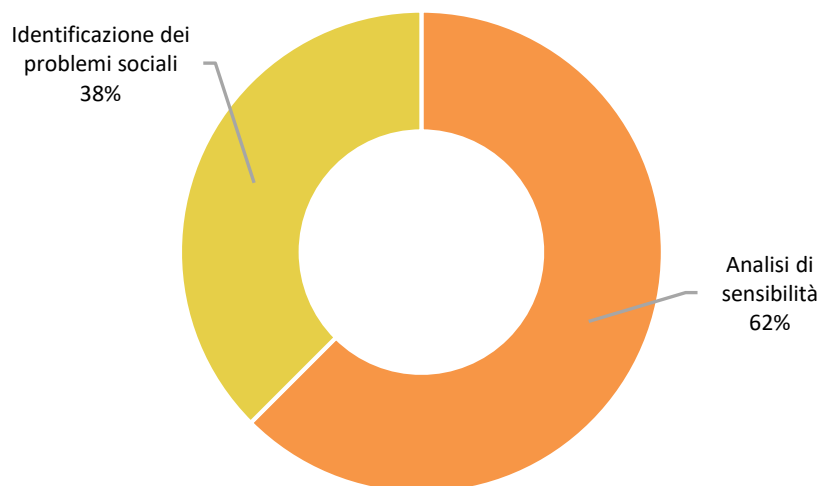


Figura 3: Percentuale dei passaggi e degli strumenti applicati per l'Interpretazione

4. Conclusioni e Sviluppi Futuri

La revisione effettuata dimostra che la fase di Interpretazione non è ancora abbastanza trattata in letteratura, pur quando citata nella presentazione del *framework* metodologico del caso studio. L'Interpretazione è spesso implicitamente condotta nella discussione e nella illustrazione dei risultati così come nella valutazione degli impatti (LCIA). In tal caso, vengono identificate le problematiche sociali e socio-economiche maggiormente significative rispetto al ciclo di vita del prodotto e/o agli stakeholder analizzati. Raramente vengono utilizzati alcuni dei previsti strumenti di supporto alla Interpretazione.

Il presente lavoro, ricostruite le modalità con le quali la fase di Interpretazione è stata sinora condotta nei casi studio, ha evidenziato la necessità di una maggiore attenzione alla sua trattazione e di un maggiore impiego degli strumenti interpretativi previsti.

In ragione della natura degli impatti e della soggettività ancora presente in alcune fasi della metodologia (es. la raccolta dati), la Interpretazione rappresenta una fase di indubbia importanza, necessaria per esplicitare la percezione di chi conduce lo studio.

In quest'ottica si ritiene fondamentale non solo assicurare trasparenza nella conduzione dello studio, ma anche verificare con la necessaria diligenza i risultati ottenuti e d'altra parte, prestare maggiore attenzione alla materialità, per una migliore individuazione delle questioni sociali più significative.

Nel presente articolo si è svolta un'analisi preliminare della fase di Interpretazione nei casi studio di S-LCA. Ulteriori sviluppi avranno ad oggetto l'ampliamento della ricerca mediante l'inclusione di casi S-LCA congiuntamente a casi di LCA e nell'ambito di studi LCSA.

5. Bibliografia

Assemblea Generale Organizzazione delle Nazioni Unite, 2015. Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development. Risoluzione 25 Settembre 2015, A/RES/70/L.1.

Baumann, H, Tillman, AM, 2004. The Hitch Hiker's Guide to LCA, An orientation in life cycle assessment methodology and application. Studentlitteratur, Sweden.

Brundtland, GH, 1987. Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. UN.

Commissione Europea, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) – General guide for Life Cycle Assessment – Detailed guidance. Luxembourg: Publications Office of the European Union. First edition March 2010. EUR 24708 EN.

Finkbeiner, M, Schau, EM, Lehmann, A, Traverso, M, 2010. Towards life cycle sustainability assessment. Sustainability. 2, 3309–3322.

Hosseiniyou, SA, Mansour, S, Shirazi, MA, 2014. Social life cycle assessment for material selection: a case study of building materials. Int J Life Cycle Assess. 19(3), 620–645.

UNI 14040, 2006.a Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita - Principi e quadro di riferimento. Norma UNI EN ISO 14040; Milano: Ente Italiano di Normazione.

UNI 14044, 2006b. Gestione ambientale - Valutazione del ciclo di vita – Requisiti e Linee Guida. Norma UNI EN ISO 14040; Milano: Ente Italiano di Normazione.

Petti, L, Sanchez Ramirez, PK, Traverso, M, Ugaya, CM, 2018. An Italian tomato “Cuore di Bue” case study: challenges and benefits using subcategory assessment method for social life cycle assessment. Int J Life Cycle Assess 23:569-580.

Romero, D, Jardim-Goncalves, R, Grilo, A, 2017. Factories of the future: challenges and leading innovations in intelligent manufacturing. International Journal of Computer Integrated Manufacturing. 30(1), 1-3.

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, Parigi, Francia.

The evaluation of the environmental sustainability of circular solutions: the treatment of landfill leachate

Gioia Garavini¹, Omar Gatto², Walter Giacetti², Riccardo Morganti², Giacomo Arrigo Pieretti²,
Alessandra Zamagni¹, Paolo Masoni¹

¹Ecoinnovazione srl – via D'Azeglio, 51 Bologna

²Etra Spa - Energia Territorio Risorse Ambientali - largo Parolini, 82 Bassano del Grappa (VI)

Email: g.garavini@ecoinnovazione.it

Abstract

The Circular Economy concept has gained momentum both among public bodies and private sector, and several initiatives have been launched aimed at increasing resources efficiency and the reduction of waste. However, the better environmental performance of circular solutions compared to the ones currently available should not be taken for granted, but analysed in a systemic way, applying a life cycle-based approach. This paper presents and discusses the results of the comparative environmental assessment of two technological solutions for the treatment of landfill leachate, i.e., reverse osmosis and stripping. In addition, it also discusses the importance of analysing and considering the main drivers that can lead to the selection and implementation of a circular solution, which are key to a robust interpretation of the results, for identifying which solution to promote, and to a robust setting of the study.

1. Introduction

The circular economy (CE) is an umbrella concept that encompasses both management and technological innovations for a more efficient use of primary resources, also by means of an optimization and further valorisation of waste, while ensuring economic growth. In the latest years, the CE concept has gained an increasing attention among business, citizens and academia. In particular, after the adoption of the Circular Economy Action Plan in 2005 (COM(2015) 614 final), several public and private initiatives have been launched to foster the introduction of a new way of thinking of economic activities that goes beyond the current take-make-waste extractive industrial model.

However, circular solutions are not all environmentally beneficial by definition, and need to be evaluated by considering two key aspects: a systemic approach and the main drivers, which led to its definition and adoption.

Starting from the analysis of circular solutions identified within the CIRCE2020 project for the valorisation of relevant industrial waste at regional scale, the present paper presents and discusses the results of the comparative environmental assessment of two technological solutions for the treatment of landfill leachate. It does so by framing the analysis in the context of the drivers and barriers that can lead to the adoption of one solution instead of the other, and that affect the interpretation of the results achieved.

2. Methodological approach

The methodological approach presented in this paper has been developed in the framework of the CIRCE2020 project, funded by the Interreg Central Europe programme, which aims at identifying valuable innovative solutions for the valorization of relevant industrial waste generated in five pilot industrial areas in Europe (Austria, Italy, Croatia, Hungary and Poland). In addition to their technological feasibility, the evaluation of the circular solutions has considered also the environmental and economic sustainability, by means of applying a life cycle approach.

2.1. Application of life-cycle approach

For the quantification of the most environmentally favourable technological solution, the Product Environmental Footprint (PEF) methodology, recently developed by the European

Commission, has been applied and tailored to the specific applications (i.e. waste sector). The main principles of the PEF methodology have been applied for the definition of the functional unit, the data need matrix, the interpretation of the results and the selection of the impact assessment method. As far as this latter aspect is concerned, the latest version of the ILCD method implemented in the LCA softwares was used (ILCD 2011, midpoint v1.0.10, August 2016).

The methodological choices applied in the analysis and which are not fully in line with the latest methodological development of the PEF method are listed below:

- Data quality: the requirements set in the ISO 14044 standard have been applied;
- Background data: due to non availability of the PEF-compliant datasets developed within the EF pilots, the ecoinvent 3.5 (cut-off approach) has been used;
- Handling of multifunctional systems in the end of life (EoL) phase: considering the specific application of the project (i.e. waste sectors) in which several types of recovery/recycling processes are usually performed in a waste facility plant, we decided to not apply the Circular Footprint Formula (CFF) in order to ease this methodological aspect. Another reason for this choice is also related to the fact that currently there is not a reference Product Environmental Footprint Category Rules to use for the definition of the parameters included in the CFF. Therefore, the system expansion was applied for modelling the use of recycled material in the production phase as well as the recycling and recovery process at the EoL.

2.2. Drivers for the definition of the circular economy solution

According to de Jesus & Mendonça (2018) the main drivers for developing CE solutions can be classified in 4 categories:

- Institutional/Regulatory associated with increasing environmental legislation, environmental standards and waste management directive;
- Economic/Financial/Market related to demand-side trends (rising resource demand and consequent pressures on resource depletion) and supply-side trends (resource cost increases and volatility, leading to incentives towards solutions for cost reduction and stability),
- Social/Cultural connected to social awareness and shifting consumer preferences (e.g. from ownership of assets to services models);
- Technical related to the availability of technologies that facilitate resource optimisation or the re-generation of by-products as input to other processes; development of sharing solutions.

In the framework of the projects, and for the case study discussed in this paper, circular economy solutions were defined based on the following main drivers:

- Solutions aimed at improving the efficiency of the current process to treat a specific waste;
 - Valorisation of the process through the creation of a secondary material with a relevant added value;
 - Constraints due to the implementation of mandatory legislative or standard requirements that make the current production/treatment process no longer applicable;
- The latter in particular was the guiding one, which affected the definition of the technological solutions analysed, as explained in the following sections.

3. Case study: on-site treatment of landfill leachate

The case study concerns the management of landfill leachate generated in a closed-down landfill located in the Padova area and managed by ETRA, the multi-utility that treats

municipal solid waste. The landfill leachate is a secondary waste which can be defined as a liquid that passes through a landfill and has extracted dissolved and suspended matter from it (Raghab *et al.*, 2013). Moreover, this kind of waste needs to be carefully handled as causes relevant threat to the aquatic system (Costa *et al.* 2019). Its composition strongly depends on the age of the landfill and the type of waste that it contains. In this case the most important pollutant is represented by nitrogen.

According to the Italian Law, implementing the European Directive (1999/31/EC) on the landfill of waste, the environmental monitoring and leachate management must be continued for at least 30 years following landfill closure.

Among the activities related to the management of the landfill defined in the operational management plan after the landfill closure, ETRA agreed with the competent authority on an on-site treatment of leachate which is then integrated in the AIA (Autorizzazione Integrata Ambientale - integrated environmental authorisation).

Therefore, in this case the driver for the identification of the new technological solution is a legislative constrain, which makes the current management of leachate no longer applicable.

ETRA performed an estensive analysis for the identification of the most suitable ready-available technologies for the leachate treatment, which led to the pre-selection of 2 technologies, whose environmental performance has been evaluated: the reverse osmosis and the stripping. The former generates two main outputs: a purified leachate, which can be directly discharged to surface water bodies, and a concentrate sent to final disposal. The stripping process, instead, involves a previous pre-treatment, which generates a dewatered sludge (to be disposed of). The stripping process extracts the ammonia from leachate. Then, the pre-treated leachate is sent to wastewater treatment, whereas the extracted ammonium is recovered as ammonium sulfate by means of a drying and cristallization process. These technologies have been compared from the economic and technical point of view as well as in term of environmental performances, which are the object of this paper.

Regarding the assessment of the environmental performance, the function unit for the comparison of the 2 technological systems is represented by 1 m³ of landfill leachate to be treated (Table 1).

Table 1: Definition of the functional unit according to the PEF methodology

Functional unit definition	
What?	Management of leachate generated from a municipal landfill and generation of the respective by-products
How much?	Treatment of 1 m ³ of landfill leachate and possible by-products
How well?	The management options have to be compliant with prescription of competent authority.
How long?	The duration is the one necessary for the treatment of landfill leachate.

The system boundaries (figure 1) include the on-site treatment of leachate, the management of the flows generated by the on-site treatment and the management of the potential co-products generated by the technological system. This is the case of the stripping process which generates ammonium sulfate by the stripping and further drying and cristalization.

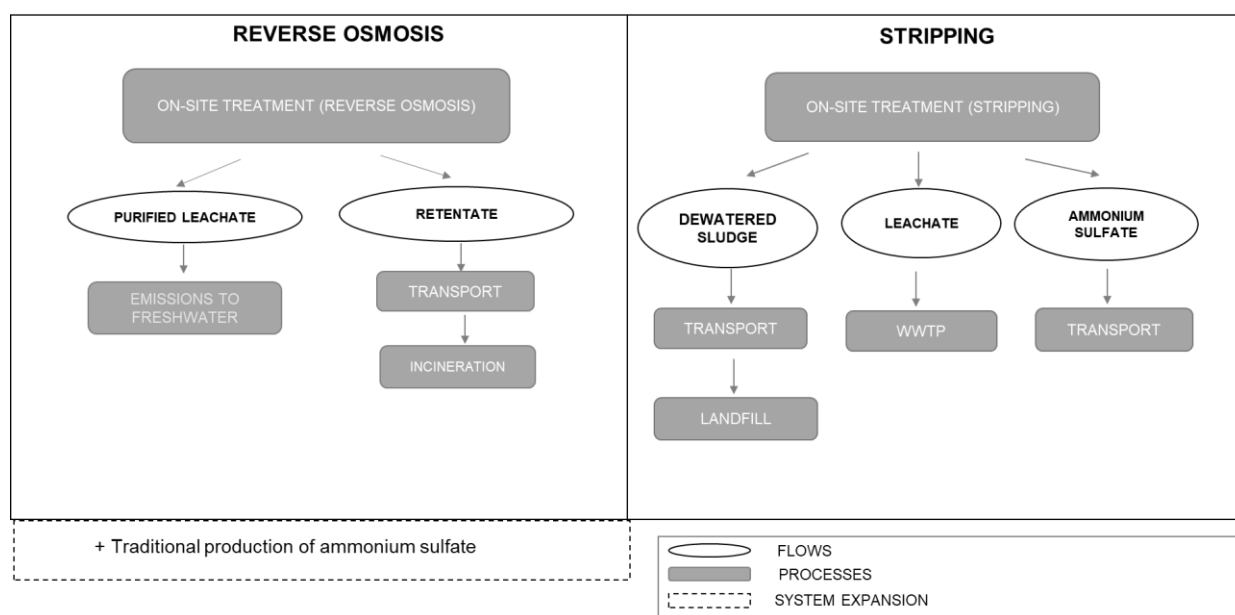


Figure 1: The system boundaries of the two technological systems for the on-site treatment of leachate

It has been assumed that the ammonium sulphate generated by the stripping can directly substitute the production of an inorganic N fertiliser, as the N-content is the same as a traditional fertilizer. Thus, in order to make a consistent comparison of the two scenarios, the system boundaries of the reverse osmosis scenario have been expanded to include the traditional production of ammonium sulphate from virgin sources.

Data from the plant executive project have been used to model the on-site treatment of leachate with the two technologies, as well as the wastewater treatment and the disposal of waste flows generated by the systems.

Figure 2 shows the overall results of the comparison of the environmental performances of the two technologies, expressed as % contribution.

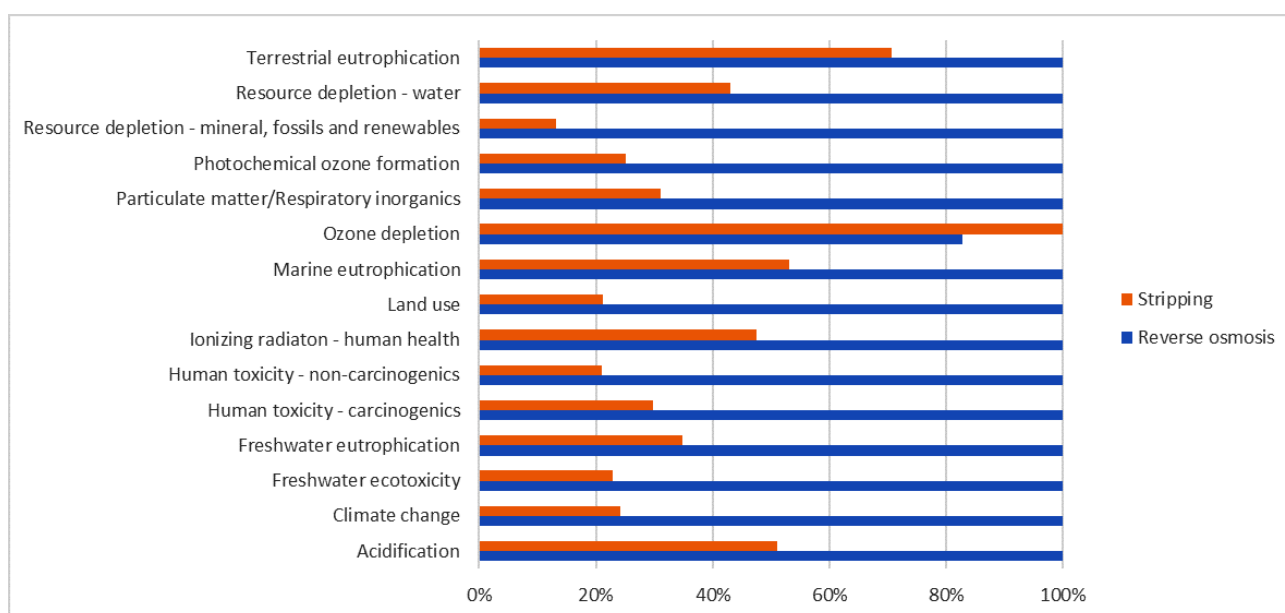


Figure 2: Comparison between the overall results of the reverse osmosis and the stripping (expressed as % contribution)

The LCA results are in line with the main findings of the economic and technical evaluation of the two solutions, highlighting the stripping process as the more beneficial solution than the reverse osmosis for all the impact categories but Ozone depletion.

As far as the driving processes are concerned, the most relevant ones are the electricity consumption and the direct emissions to air for reverse osmosis, whereas for stripping, besides the emissions to air, the sodium hydroxide has a relevant contribution. However, it should be pointed out that the data refer to an executive project, not to an already operating plant, therefore some consumption data as well as the on-site emissions to air are probably overestimated and need to be further analysed. Indeed, based on a sensitivity analysis for better evaluating the on-site emissions to air considering other operational plants managed by ETRA, the results for the impact categories in which the on-site emissions are a driving process are significantly reduced (more than 48%) compared to those referred to the executive project.

4. Multifunctional systems

When a technological system not only treats specific waste flows but it also generates valuable co-products, the same problem might be analysed from two different perspectives:

- Waste donor perspective (the entity that generates the waste) in which the focus is on the efficiency of the process to treat the waste;
- Waste recipient perspective (the entity that, after the implementation of the circular solution, could use it) in which the focus is on the efficiency of the process to recover a secondary material.

As the implementation of circular solution generally involves several economic actors in one or more supply chains, this multiperspective approach allows to better identify and understand the potential advantages related to its implementation for the different economic players involved.

In this case, considering the case of landfill leachate and assuming that there is not any sort of constrain, the technological system which delivers co-products is the stripping one. Table 3 depicts how the functional unit are defined considering both perspective and how the system boundaries are set.

Table 3: setting of the study according the 2 different perspectives

	Functional unit	Current scenario (for comparison)
Waste donor	Treatment of 1 m ³ of leachate and the respective by-products	Traditional management of leachate (with pre-treatment)
Waste recipient	1 kg of ammonium sulphate (20% ammoniacal nitrogen)	Traditional production of ammonium sulfate

Unlike the above-illustrated case study, now the environmental performances of the circular solution identified need to be compared with the current management system used to treat the waste (waste donor recipient) or with the traditional production system which the recovered secondary material displaces (considering also the possible different quality of the two materials).

5. Conclusions

The environmental sustainability of circular solution compared to the technology currently used should not be taken for granted, but it has to be carefully analysed applying a life cycle perspective. In fact, different drivers can guide the choice of a circular solution by an economic player, such as economic profits, subsidies or legal constraints. These drivers are key to a robust interpretation of the results, for identifying which solution to promote, and to a robust setting of the study (what to compare with what). In addition, when a system delivers co-products, the same system should be analysed according to two different perspectives (waste donor and waste recipient) to better understand the potential impacts and identify targeted measures for the improvement of its environmental performance, according to the different stakeholders.

6. References

- Costa, A.M., Alfaia, R.G.S.M. & Campos, J.C. 2019. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal of Environmental Management* 232, 110–116
- de Jesus, A, Mendonça, S, 2018. Lost in Transition? Drivers and Barriers in the Eco-innovation Road to the Circular Economy. *Ecological Economics* 145, 75–89. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.08.001>
- EU Commission, 1999. Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. *Official Journal of the European Communities*, L 182, 16 July 1999
- EU Commission, 2015. Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy. COM(2015) 614 final
- EU Commission, PEFCR Guidance document, - Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs), version 6.3, December 2017.
- Finkbeiner, M., Inaba, A., Tan, R., Christiansen, K., & Klüppel, H. J. (2006). The new international standards for life cycle assessment: ISO 14040 and ISO 14044. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(2), 80–85.
- Ghisellini, P., Cialani, C., & Ulgiati, S. (2016). A review on circular economy: The expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. *Journal of Cleaner Production*, 114, 11–32.
- Mentink, B. (2014). Circular business model innovation: a process framework and a tool for business model innovation in a circular economy (Doctoral dissertation, TU Delft, Delft University of Technology).
- Pauli, G. A. (2010). The blue economy: 10 years, 100 innovations, 100 million jobs. Taos, NM: Paradigm.
- Raghab SM, El Meguid AM, Hegazi HA. Treatment of leachate from municipal solid waste landfill. *HBRC Journal*. 2013 Aug 31;9(2):187–92.

Subjectivity in the consequential approach to LCA: a review about the interpretation of the concept in literature

Roberto Porcelli¹, Diego Marazza^{1,2}, Andrea Contin^{1,2}, Serena Righi^{1,2}

¹Department of Physics and Astronomy, University of Bologna

²Inter-Departmental Research Centre for Environmental Sciences, Campus of Ravenna,
University of Bologna

Email: roberto.porcelli2@unibo.it

Abstract

In the early nineties a new approach to LCA started to emerge, along with a growing awareness about the importance of market aspects in environmental assessments. After some years of discussion on the topic, the term “consequential” was coined in 2001 and thereafter applied. However, even today the concept of consequential LCA, as opposed to attributional LCA, is not totally clear among practitioners, and a growing number of applications named consequential LCA includes in fact studies with completely different and subjective methods of analysis. In this work, a brief history of the concept of consequential is retraced, with the objective to understand its initial meaning and purpose, after which some examples of consequential LCA studies are presented. Eventually, it is discussed if the purposes of a consequential approach are met in case studies and final considerations on the future of consequential modelling for LCA are derived.

1. Introduction

While the use of Life Cycle Assessment (LCA) was beginning to spread in the early nineties, in a seminal paper Weidema (1993) started to question the choice of average data and the principle of allocation, underlining some market-driven aspects in LCA and thus suggesting a different possible approach. In brief, the author pointed out that, since LCA is about products, and products stand in a market, a pure technical approach is not recommended and market considerations should be included in the analysis, if the objective is to investigate the actual consequences of implementing the results of the assessment. Practically, according to the author, the inclusion of market aspects is expected to influence methodological choices regarding typology of data (marginal rather than average) and handling of multifunctionality (system expansion rather than allocation).

Meanwhile, Tillman et al. (1994) addressed the importance of system boundary definition, identifying three possible principles in boundary setting between the studied product system and related life cycles, particularly when dealing with multiple functions and cascade recycling applications. Although the concept was not fully explored, they suggested a third alternative other than allocation and system expansion with constant demand: a further expansion of the system would take place if economic forces and social factors are considered, and in this case the base for comparison would be different from the functional unit, e.g. the total production volume or product consumption in a certain geographical area. They stated that this alternative could be followed when the objective is to study, for instance, the effects of a change in production volume. At the same time, they warned about the difficulties in implementing this approach, due to the size, complexity and uncertainty involved when including all these social and economic factors.

The same authors further developed these concepts in the following years and a possible dichotomy started to emerge. Tillman (2000) underlined the relevance of the purpose of the study on the way of modelling in LCA, and thus the importance of distinguishing between two emerging main categories of LCA: accounting LCA and change-oriented LCA. Again, the main implication on methodological choices are related to multifunctionality handling and choice of data. Ekvall (2000) showed how market aspects, in particular price elasticities of supply and demand, play a role in modelling choices for open loop recycling.

The terminology used thereafter in the scientific community to define two distinct approaches, *attributional* and *consequential*, was adopted for the first time in 2001 at a

workshop held in Cincinnati on electricity data for life cycle inventories (Curran et al., 2005). According to the newly introduced definitions, the attributional approach responds to the question of how things are flowing within a chosen temporal window, while the consequential approach serves to inform about how flows will change in response to decisions. However, some issues remained open; in particular, it was not clarified when to use one approach rather than the other, e.g. if the consequential approach can be used also in retrospective studies or, on the other hand, the attributional one in prospective studies.

In the following years, along with the methodological discussion, the first applications of the consequential approach started to be implemented, well resumed in previous literature review works (Earles and Halog, 2011; Zamagni et al., 2012).

The same ISO standards for LCA (ISO, 2006) recognises the possibility of following two different approaches, although it does not explicitly refer to them as “attributional” and “consequential” nor explains how this choice should influence the application of the LCA methodology. Therefore, even the ISO 14040-14044, the primary objective of which should be to provide a standardisation of the methodology, remain vague on a presumable key aspect, which should not be ignored when performing LCA.

After the pioneering attempts to apply the concept of consequential LCA, in 2010 the European Joint Research Center developed its guidance for LCA, addressing in depth also the issue of which approach should be followed (attributional vs. consequential), according to the type and scope of analysis, and how (EC-JRC-IES, 2010). However, this document has been criticised for not being internally consistent in relation to this issue, neither consistent with the established research in the field, adding eventually another subjective point of view rather than providing standardisation based on main points of agreement in the LCA community, as a guidance document should do (Ekvall et al., 2016).

From then on, as can be seen in Fig. 1, a rapid growth of publications on this topic has been taken place. This trend regards mostly applications, even though a large part of these are case studies used to test or clarify a methodological development.

A large part of these studies concerns bioenergy and has been thoroughly analysed in Roos and Ahlgren (2018).

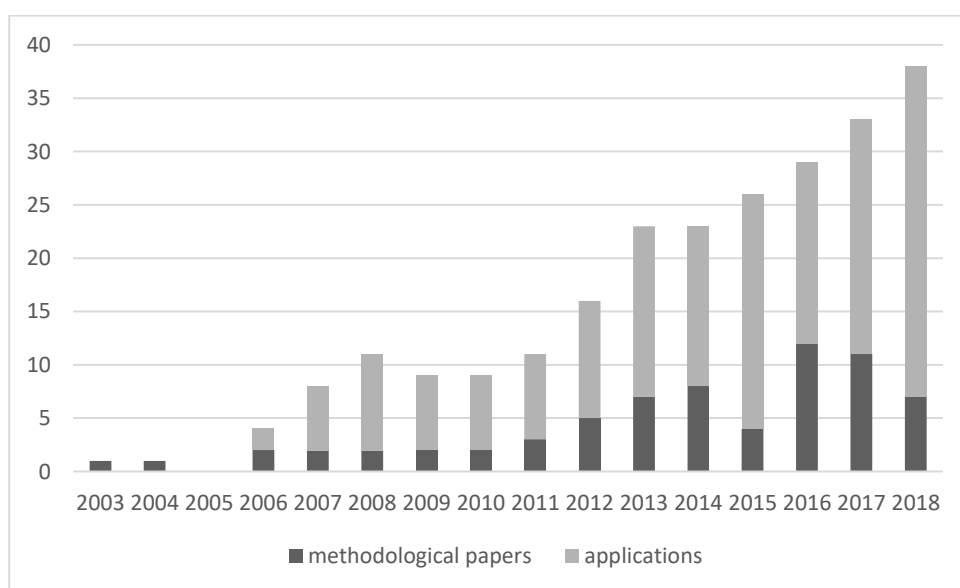


Figure 1: Number of published articles explicitly addressing consequential LCA (both methodological papers and applications)

2. Methodological issues in consequential assessments

Concerning the methodological discussion, mainly two different ways of regarding consequential LCA (CLCA) with respect to attributional LCA (ALCA) can be identified. One is more focused on the divergence existing between the two approaches, which are considered not reconcilable and in opposition to each other (Plevin et al., 2014). The other one highlights the common ground between the two approaches (Suh and Yang, 2014), and mostly promotes a CLCA which is supposed to start from an attributional framework and then develop consequential aspects as supplementary considerations, depicting the CLCA as an enhanced ALCA (Yang, 2016). Certainly, the latter may be the case of indirect land use change (iLUC), the modelling of which is regarded as an attempt to account for additional impacts deriving from the “consequential” indirect emissions from land use change in other marketly-affected systems.

This divergence emerges from the literature, especially when noticing that two completely different ways of modelling fall within the same definition of CLCA. Indeed, the search of consequences can take place just addressing main flow changes, e.g. identifying the marginal process/technology with a step-wise approach or using a supply-demand model for the market in question, not expanding further the system boundaries and just replacing specific/average data with marginal data. Or, on the other hand, the whole socio-economic system can be modelled in its entirety, with the support of a Computable General Equilibrium (CGE) model, so that the changes happening in each part of the system as a consequence of the decision at hand are detected; this choice starts from the assumption that in theory any part of the system can be influenced to some extent by a decision, in some unpredictable way, and a possible influence can not be excluded a priori. Yang and Heijungs (2018) highlight this trend towards mathematical sophistication in models for CLCA and warn about their limitations, arguing that these models are in any event rooted on unrealistic assumptions derived from neoclassical economic principles, so that the model complexity does not necessarily imply an improvement in model accuracy. Beside these considerations, it is arguable that this radical system enlargement can be compared to the one resulting from the discretionary choice of including a limited number of additional processes that are expected to be influenced by the decision at hand. Apparently, the latter type of consequential modelling shares more common ground with an attributional framework than with consequential assessments set in a context of broad-spectrum economic interactions.

Excluding some misinterpretations of CLCA as a modelling technique regarding only the way in which to deal with multifunctionality (erroneously juxtaposing the concept of consequential with the one of system expansion for co-products), the only required element for considering a study consequential rather than attributional appears to be the inclusion of marginal data (Zamagni et al., 2012). However, this inclusion could regard only a limited number of the flows in the system, and the study would be still presented as consequential. Furthermore, as highlighted before, the way in which this marginality is researched ranges from the identification of a single technology, with highly simplified assumptions, to the inclusion of all possible technologies in proportions determined by economic assessments. Finally, a number of additional consequential aspects are left optional and do not play a key role in determining the consequential character of the study, as the above mentioned iLUC, experience curves and rebound effects of various orders, the inclusion of which completely relies on the discretion of the practitioners.

3. Recent trends on consequential modelling: review of case studies

From the analysis of the most recent case studies two main considerations can be deduced:

- Consequential labelling of studies is still used when just substitution is applied;

- The attempt to include economic models (Partial Equilibrium or CGE) generally results in the proposal of new modelling frameworks.

Concerning the first consideration, some examples are brought by van Zanten et al. (2018) and Muñoz et al. (2018), which invoke a consequential thinking only when called to deal with multifunctionality in the main product system. Apart from economic considerations in order to choose the substituted products (named “marginal products”), no other economic aspects are assessed neither mentioned. Similarly, Supekar and Skerlos (2014) define a market-based allocation, in which examine possible consequences of an additional demand of merchant CO₂, obtained from flue gases of other product systems. However, since the conclusion is that the prospected marginal demand is unlikely to affect the upstream product systems (providing an excess of supply of flue gases with respect to demand), the consequential reasoning serves in practice only to legitimize a “zero-burden” assumption for the flue gases entering the main product system. On the same line, Arrigoni et al. (2018) state that by-products considered in their research as inputs determine an additional demand which can be satisfied without affecting other consumers; therefore, the by-products are modelled as waste, and credit for avoided landfilling are also accounted. Van Stappen et al. (2016) examine the consequences of the installation of a biogas plant; in order to do so they just expand the system boundaries to consider (marginal) processes displaced by co-products and (marginal) processes that should replace the previous uses of the feedstock.

Another different point of view can be noticed in Stasinopoulos et al. (2012), which depart from the fixed input/output assumption and develop a system dynamics framework to account for temporal effects in building an inventory of car body-in-whites, in the context of a gradual change taking place (from a steel to an aluminum-based fleet). Apparently, according to the authors, the prospective and dynamic nature of the study makes it per se “consequential”, even though no system-wide or market consequences are assessed.

None of the above-mentioned studies includes in fact price effects, or seek for marginal processes in place of average processes for auxiliary input (energy or materials).

For what concerns the second consideration, the spread of methodological and modelling framework shows that the range of possible directions for research in this field is vaste. Apparently, different areas of investigation require different types of modelling, with little room for standardisation.

In conclusion, the consequential concept is subject to various interpretations, which results in a very broad degree of evaluation and modelling sophistication compared to a conventional LCA. Even if there is an intrinsic complexity of the consequential concept which still hinder a standardisation of the methodology, the scientific community should converge toward a stricter definition of what is consequential and what is not, leaving no more room to arbitrariness in the term interpretation.

Furthermore, another evidence emerges from the attempt to apply the concept of consequential: there is not a dichotomy between attributional and consequential, but consequentiality tends to develop from an attributional framework, and relax some assumptions (e.g. fixed input/output relationships, unlimited supply of inputs) when there is the need, i.e. when they are considered too coarse in the specific situation. It can be concluded that the attributional one should remain the reference framework for LCA, having the merits of better accuracy and good comparability of results. Nevertheless, any LCA should include a screening of possible aspects that could make conventional simplistic assumptions too far from reality. When feasible, these aspects should be further investigated through quantitative or semi-quantitative assessments.

Another recent option that recently emerged is the elimination of both consequential and attributional terms, being the first redundant and the second inaccurate, as explained by Yang (2019). The lack of homogeneity still existing in the literature on the subject and the persistent misalignment on what is meant by consequential seem to support this radical solution.

4. Conclusions

In this paper the development of the concept of “consequential” has been traced in its fundamental stages, trying to grasp the issues that motivated it. Even today, the application of the concept of consequential includes a vast range of approaches. The terminological interpretation itself appears to be very subjective to those who apply the consequential approach in LCA. In absence of specific guidelines or requirements, a study can arbitrarily be labelled as “consequential” even when only minor consequences have been assessed, with a little divergence from an LCA of the accounting type. Furthermore, a tendency of some authors to identify the consequential concept with the one of system expansion for multifunctionality still persists. On the other hand, when many market aspects are included, the studies go far beyond a typical LCA, risking that the level of uncertainty and complexity would become too high for the quantitative purposes of the LCA. The increasing number of new methodological and modelling frameworks suggests that CLCA is destined to fall short of a proper systematisation. The sharp line between ALCA and CLCA, theorised by many authors, is hardly recognisable in case studies. For this reason, it is recommendable that the dichotomy be overcome. The idea of a deepened LCA, screening possible consequences beyond the strict and simplistic view of a conventional LCA, remains worthy of being pursued.

5. References

- Arrigoni, A, Beckett, CTS, Ciancio, D, Pelosato, R, Dotelli, G, Grillet, A, 2018. Resources , Conservation & Recycling Rammed Earth incorporating Recycled Concrete Aggregate : a sustainable, resistant and breathable construction solution. *Resour. Conserv. Recycl.* 137, 11–20.
- Curran, MA, Mann, M, Norris, G, 2005. The international workshop on electricity data for life cycle inventories. *J. Clean. Prod.* 13, 853–862.
- Earles, JM, Halog, A, 2011. Consequential life cycle assessment: A review. *Int. J. Life Cycle Assess.* 16, 445–453.
- EC-JRC-IES, 2010. ILCD Handbook - General guide on LCA - Detailed guidance, European Commission. Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability.
- Ekvall, T, 2000. A market-based approach to allocation at open-loop recycling. *Resour. Conserv. Recycl.* 29, 91–109.
- 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.
- Fernández-Tirado, F, Parra-López, C, Romero-Gámez, M, 2016. Life cycle assessment of biodiesel in Spain: Comparing the environmental sustainability of Spanish production versus Argentinean imports. *Energy Sustain. Dev.* 33, 36–52.
- ISO, 2006. ISO 14040: Environmental management — Life Cycle Assessment — Principles and Framework, International Organization for Standardization.
- Muñoz, I, Rodríguez, C, Gillet, D, Moerschbacher, BM, 2018. Life cycle assessment of chitosan production in India and Europe, *Int. J. Life Cycle Assess.* 23, 1151–1160.
- Weidema, BP, 1993. Market aspects in product life cycle inventory methodology. *J. Clean. Prod.* 1, 161–166.
- Plevin, RJ, Delucchi, MA, Creutzig, F, 2014. Using Attributional Life Cycle Assessment to Estimate Climate-

Change Mitigation Benefits Misleads Policy Makers. *J. Ind. Ecol.* 18, 73–83.

Roos, A, Ahlgren, S, 2018. Consequential life cycle assessment of bioenergy systems – A literature review. *J. Clean. Prod.* 189, 358–373.

Stasinopoulos, P, Compston, P, Newell, B, Jones, HM, 2012. A system dynamics approach in LCA to account for temporal effects-a consequential energy LCI of car body-in-whites. *Int. J. Life Cycle Assess.* 17, 199–207.

Suh, S, Yang, Y, 2014. On the uncanny capabilities of consequential LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 1179–1184.

Supekar, SD, Skerlos, SJ, 2014. Market-driven emissions from recovery of carbon dioxide gas. *Environ. Sci. Technol.* 48, 14615–14623.

Tillman, AM, 2000. Significance of decision-making for LCA methodology. *Environ. Impact Assess. Rev.* 20, 113–123.

Tillman, AM, Ekvall, T, Baumann, H, Rydberg, T, 1994. Choice of system boundaries in life cycle assessment. *J. Clean. Prod.* 2, 21–29.

Turk, J, Cotič, Z, Mladenović, A, Šajna, A, 2015. Environmental evaluation of green concretes versus conventional concrete by means of LCA. *Waste Manag.* 45, 194–205.

Van Stappen, F, Mathot, M, Decruyenaere, V, Lories, A, Delcour, A, Planchon, V, Goffart, JP, Stilmant, D, 2016. Consequential environmental life cycle assessment of a farm-scale biogas plant. *J. Environ. Manage.* 175, 20–32.

van Zanten, HHE, Bikker, P, Meerburg, BG, de Boer, IJM, 2018. Attributional versus consequential life cycle assessment and feed optimization: alternative protein sources in pig diets. *Int. J. Life Cycle Assess.* 23, 1–11.

Wiedemann, SG, Ledgard, SF, Henry, BK, Yan, MJ, Mao, N, Russell, SJ, 2015. Application of life cycle assessment to sheep production systems: investigating co-production of wool and meat using case studies from major global producers. *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 463–476.

Yang, Y, 2016. Two sides of the same coin: consequential life cycle assessment based on the attributional framework. *J. Clean. Prod.* 127, 274–281.

Yang, Y, Heijungs, R., 2018. On the use of different models for consequential life cycle assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 23, 751–758.

Yang, Y, 2019. A unified framework of life cycle assessment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 24, 620–626.

Zamagni, A, Guinée, J, Heijungs, R, Masoni, P, Raggi, A, 2012. Lights and shadows in consequential LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 17, 904–918.

Second-hand consumption: the environmental benefits of the reuse strategy in the context of Circular Economy

Francesca Reale¹, Alessandra Zamagni¹, Paolo Masoni¹, Roberto Buonomi¹, Simona Tafuri²,
Sebastiano Marinaccio²,

¹Ecoinnovazione srl – Via Ferrarese 3, Bologna, ²Mercatino s.r.l.
Email: f.reale@ecoinnovazione.it

Abstract

The Circular Economy (CE) is an economy where the value of products, materials and resources is maintained for as long as possible and the generation of waste is minimized (COM(2015)614). The reuse is the strategy which most values products, materials and resources stocked in the products, and prevents waste generation. The environmental benefit of the “direct” reuse (second-hand consumption) is here assessed applying the Life Cycle Assessment methodology to the basket of products sold by an Italian reuse operator leader at EU scale. The study shows that benefits are achieved on all impact categories, with a maximum on the resource depletion. In addition, the study identifies and quantifies products diverted from disposal, providing to local and national authorities a complete set of data to support effective policies for Circular Economy and Sustainability. Limitations of the study are detected and mentioned for future steps.

1. Introduzione

The Circular Economy (CE) is an economy where the value of products, materials and resources is maintained for as long as possible and the generation of waste is minimized (COM(2015)614). The EU action plan for the Circular Economy, in line with the Roadmap to a Resource-Efficient Europe (COM(2011)571), mentions initiatives for waste prevention as a key horizontal measure for the transition to a CE. In this context, the reuse is the strategy which most values products, materials and resources stocked in the products, and prevents waste generation. Among the reuse options, the “direct” reuse, seems to be the most preferable one from an environmental point of view (Circle Economy and MVO, 2015), not requiring for any transformation or reconditioning process. However, few studies currently exist reporting the environmental benefits of second-hand consumption, mainly focused on few indicators such as Climate Change, Resource consumption and Cumulative Energy Demand (WRAP, 2011) or not covering the full life cycle of the product, i.e. limiting the assessment until the gate of the second-hand shop (Castellani et al, 2015). The present contribution aims at addressing the issue of the potential environmental benefits generated by the practice of the reuse, with a twofold purpose:

- i) present the assessment of the potential environmental benefits of reuse, performed for a second-hand brand operating in Italy, using the LCA methodology;
- ii) provide elements to discuss the relevance of the reuse strategy, in particular the second-hand consumption, in the context of local and, national policies and initiatives on Circular Economy and Sustainability.

The methodology applied for the assessment is the Life Cycle Assessment (LCA), which is recognized in several environmental policies as the methodology for the quantification of the environmental performance of products and systems and is part of the Better Regulation package (COM(2015)215) to support the policy definition.

2. The life cycle assessment of the second hand consumption

The assessment of the potential environmental benefits has been carried out on the consumption of second-hand products, traded through Mercatino Franchising, a brand operating in Italy and currently counting 180 shops all across the national territory. The Life Cycle Assessment methodology (ISO 14040, 14044) has been applied, following the

Product Environmental Footprint (PEF) (Recommendation 2013/179/EU) methodological requirements for the aspects concerning the Life Cycle Impact Assessment (LCIA) method (ILCD v1.09, the most up to date at the time of the study) and the modelling of material production and end-of-life through the Circular Footprint Formula (CFF).

The functional unit is the supply of 2 times the service life of each product in the basket of products (BoP) sold by Mercatino in the reference year (2016). To be more precise, in order to assess the potential benefit of direct reuse, two systems are compared. The first one consists of the new products, which have to be produced, transported, used and in the end disposed, and it requires for an additional production stage to provide again the same function for a second life (equation 1). The second one includes again the new products, which at the end of its first service life are transported to the second-hand shop and can provide the same function for the second time, before entering the waste management stage (equation 2).

$$System\ 1 = \sum_{i=1}^n ((Prodi + DistrAi + DistrBi + Usei + DistrEi + EoLi) * 2)$$

$$System\ 2 = \sum_{i=1}^n (Prodi + DistrAi + DistrBi + Usei + DistrCi + DistrDi + Usei + DistrEi + EoLi)$$

where,

DistrA, B, C, D and E are the life cycle impacts of transport from manufacturing to the first shop, from the first shop to the first user, from the first user to Mercatino, from Mercatino to the second user, from the second user to the EoL respectively,

Prod, Use and EoL are the life cycle impacts of the Production, Use and End of Life treatment, respectively.

The differences between the two systems represents the benefits of the direct reuse.

The BoP includes 5,416 products that, for modeling purposes, have been classified in 31 clusters based on the main materials included in the products. Table 1 reports the BoP composition in terms of products sold.

Table 1: BoP composition of Mercatino Franchising shops in 2016

Cluster name	No of pieces in the BoP	kg in the BoP	% on the BoP (in weight)
<i>Electronic object with display</i>	12,585	162	1%
<i>Electronic object without display</i>	97,794	435	2%
<i>Object in hard plastic</i>	157,668	533	2%
<i>DVD&CD</i>	620,206	11.276	0%
<i>Object in soft plastic or silicon</i>	29,690	108.596	0%
<i>Object in ferrous metal</i>	272,000	1043.426	5%

Cluster name	No of pieces in the BoP	kg in the BoP	% on the BoP (in weight)
<i>Object in plastic and steel</i>	29,649	1248.12	5%
<i>Object in brass</i>	5,291	65.583	0%
<i>Object in glass</i>	155,850	141.566	1%
<i>Object in plastic and glass</i>	51,776	149.406	1%
<i>Object in leather</i>	2,312	3.467	0%
<i>Object in leather and steel</i>	30,744	38.566	0%
<i>Object in synthetic/nylon and steel</i>	178,272	86.111	0%
<i>Cotton Clothing</i>	302,243	18.724	0%
<i>Wool clothing</i>	38,963	4.954	0%
<i>Synthetic clothing</i>	1,155,160	223.78	1%
<i>Sportive shoes</i>	2,939	2.441	0%
<i>Leisure shoes</i>	2,816	2.799	0%
<i>Work shoes</i>	23406	2.547	0%
<i>Fashion shoes</i>	181,566	13.566	0%
<i>Objects and wood furniture</i>	195,777	8,633.359	37%
<i>Sofas and armchairs</i>	20,161	763.5	3%
<i>Plastic and aluminium</i>	4,274	51.127	0%
<i>Aluminium</i>	18,325	18.808	0%
<i>Object in PET</i>	16,785	6.744	0%
<i>Paper and cardboard</i>	1,020,882	30.326	0%
<i>White goods</i>	223,347	3,113.712	13%
<i>Object in plastic and wood</i>	6,728	1,496.389	6%
<i>Pottery</i>	565,460	1,217.443	5%
<i>Average object</i>	1,248,195	3,450.888	15%

The environmental profile of synthetic, cotton and wool clothing, all shoes and object in leather is based on the data from PEF Pilots (2015 a,b,c), whereas for the object in brass, a PEF-compliant study performed by the authors has been used (Ecoinnovazione, 2017). The material composition of the other products is reported in Table 2.

Table 2: Material composition of products in the BoP

	Fiber glass	Hard plastic	Copper for electric applications	Display	Polycarbonate	Aluminium	Silicon/soft plastic	Steel	Glass	Object in leather	Nylon	Wood	Synthetic object (clothing)	PET	Paper	Ceramic
Product	%															
Electronic object with display	7	45.5	17.5	30												
Electronic object without display	10	65	25													
Object in hard plastic		100														
DVD&CD					80	20										
Object in soft plastic or silicon							100									
Object in ferrous metal								100								
Object in plastic and steel		80						20								
Object in glass									100							
Object in plastic and glass		50							50							
Object in leather and steel								10		90						
Object in synthetic/nylon and steel								5			95					
Objects and wood furniture								2				98				
Sofas and armchairs												80	20			
Plastic and aluminium						60	40									

	Fiber glass	Hard plastic	Copper for electric applications	Display	Polycarbonate	Aluminium	Silicon/soft plastic	Steel	Glass	Object in leather	Nylon	Wood	Synthetic object (clothing)	PET	Paper	Ceramic
Aluminium						100										
Object in PET														100		
Paper and cardboard															100	
White goods		29	1					70								
Object in plastic and wood		40										60				
Pottery																100
Average object		2						30	22			6			40	

The Italian electricity mix is considered for the manufacturing and use of products. The modeling of the material production as well as the end of life treatment follows the CFF according to the PEFCR Guidance v.6.2 (i.e. the most updated one at the moment of the study¹⁹). Table 3 reports the main parameters applied in the CFF, and the related values.

A major assumption of the study considers that, used products are assumed to fully substitute the new product and to have the same

service life. For energy consuming products, no performance decrease has been accounted for as products accepted by Mercatino to be resold have to fulfill high quality criteria and performance.

The packaging of the products as well as the energy consumption of the shops are excluded, due to their negligible contribution to the potential environmental impact (Castellani et al. 2015).

Table 3: Main Parameters considered for the application of the CFF. R1=recycled content; R2=recycled fraction at End of Life; Qs,in= quality of the secondary material in input; Qs,ou= quality of the secondary material in output; Qp= quality of the primary material; R3= energy recovered fraction at EoL. The values have been taken by several sources: Annex C to the PEFCR Guidance v6.2, PEFCRs of specific product groups, internal studies.

CFF parameters	Wood for furniture	Glass fiber	Steel	Copper	Copper for wire	Aluminium	Glass	Silicon	Polycarbonate	PET	Polystyrene	Paper	Ceramic
A	0.8	0.5	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.5	0.5	0.5	0.5	0.2	0.5
R1			0.107	0.72	0.3								
R2	0.39	0.28	0.95	0.8	0.95	0.85	0	0.28	0.28	0.31	0	0.73	0
Qs,in	0.85	*	1	1	1	1	1	0.9	0.9	0.9	0.9	0.85	**
Qs,ou	0.85		1	1	1	1	1	0.9	0.9	0.9	0.9	0.85	
Qp	1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
R3	0.213	0.252	0.017	0.07	0.017	0.052	0.35	0.252	0.252	0.241	0.35	0.094	0

* Included in the dataset for recycling; ** Negligible as R2 is 0.

¹⁹ The latest updated version of the PEFCR Guidance is now v6.3, in which the CFF formula has not been changed compared to v6.2. Small adjustments

have been introduced in the default parameters of the formula (R1, R2, R3) for the materials reported in Annex C, which complement the PEFCR Guidance.

3. Results

The most relevant environmental impact categories have been identified based on the PEFCR Guidance approach, namely those that cumulatively contribute to at least 80% of the total environmental impact (excluding toxicity related impact categories), after normalization and equal weighting. In addition, impact categories have been identified as relevant based on the materiality assessment carried out by Mercatino for their organization. Overall, the following have been identified as material for the product system at hand: Climate Change (CC, kg CO_{2eq}), Acidification (AP, molc H₊_{eq}), Marine Eutrophication (MEP, kg N_{eq}), Fresh water Eutrophication (FE, kg P_{eq}), Particulate Matter (PM, kg PM_{2.5eq}), Resource Depletion (RD, kg Sb_{eq}). The potential benefit of reuse, represented by the benefit achieved from purchasing a second-hand product instead of a new one, is here analysed for the whole BoP sold in the reference year. Main contributor to CC, AC, MEP and FE is the cluster “synthetic clothing”, whose benefit run from 39% for CC to 51% for FE (Figure 1). The reason is the high impact per kg of object in this cluster. For RD and PM, the higher benefit comes from “wood objects and furniture”, whose contributions are 34% and 19% respectively (Figure 1), mainly due to the high mass of this flow.

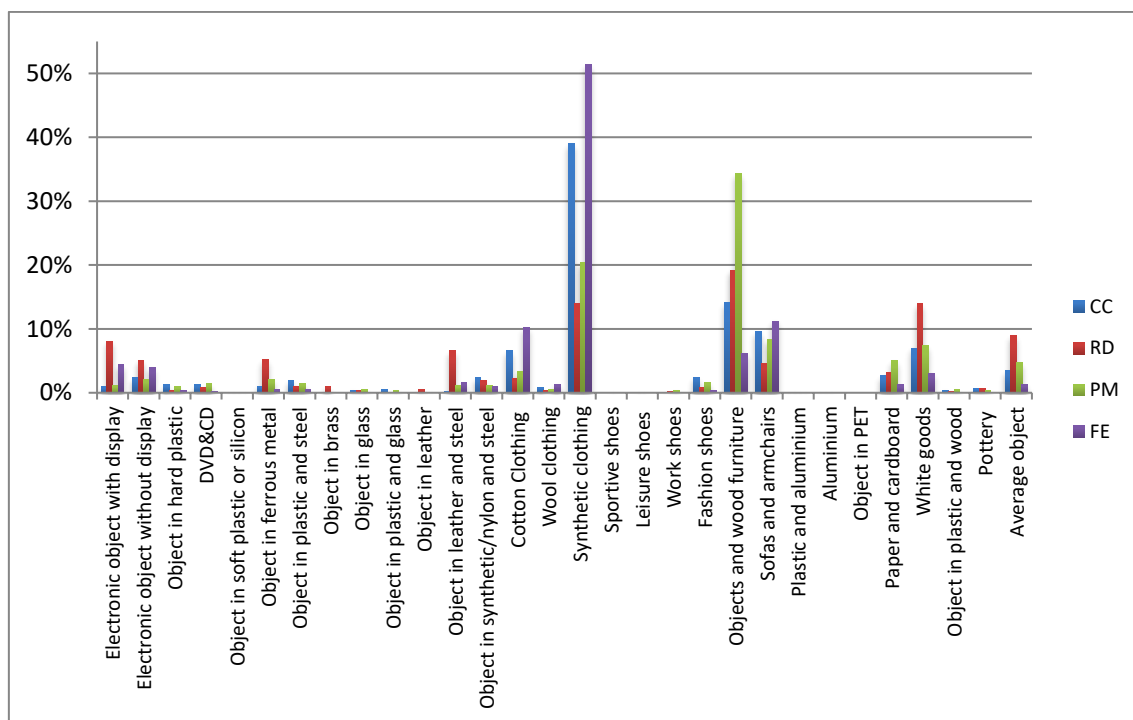


Figure 1: Cluster contribution to reuse benefit for Climate Change and Resources Depletion, based on characterized results

In addition, applying the normalization according to the set of EU 27 normalization factors per person defined by the ILCD (EC-JRC, 2010) and the equal weighting, it results that the higher benefit is reached in RD (35%) and PM (21%), followed by CC, AP, MEP and FE with 12%, 14%, 10% and 8%, respectively.

4. Discussion and Conclusions

The study points out that overall the reuse has a potential environmental benefit in all the analysed environmental impact categories. On the basis of the weighted results the minimum contribution comes from the FE, whereas the maximum is associated to RD. In order to make the results more tangible, the benefit on CC have been compared to the

emissions from an Alfa Romeo MITO (diesel engine) travelling for a certain distance. It results that the avoided CO₂ emissions with the practice of reuse are equal to those ones coming from travelling for 2.92E+08 km.

In addition, the results here presented intend to provide a contribution to national and local policies for CE and Sustainability. In fact, the reuse contributes to waste prevention activities, a key strategy of the new Waste Framework Directive (Directive 2018/851), which requires to member states to adopt measures such as increasing the lifespan of products and/or promoting the reuse, even through social economy enterprises, i.e. those enterprises whose major aim is the social benefit rather than the economic profit. Indeed, the second-hand market is often associated to the social dimension as demonstrated by several existing cooperatives providing used goods (Castellani et. al, 2015) and by recent literature on CE initiatives defined and/or implemented by local authorities (Petit-Boix, 2018). In this regard, the presented study has allowed the identification and quantification (mass/volume) of products diverted by the waste management and the main associated environmental benefits from reusing such products. While the first aspect is a proxy indicator of benefits in terms of waste handling within the cities, the second one provides a picture of avoided environmental impacts from the waste management and associated cost savings for local authorities. As pointed out by Petit-Boix (2018), the reuse is part of the CE practices already recognized and supported by local authorities, however, environmental quantitative studies behind are still few. This contribution intends to bridge this gap, supporting the higher effectiveness of efforts for CE and Sustainability.

It is worth pointing out that several assumptions have been made for assessing the potential benefits, due to the complexity (in number and type of objects) of the BoP, and which will be further addressed in future updates of the study. In particular: i) the over 5,000 items of the BoP have been modelled considering a reference product per each cluster, ii) the modelling of the energy consuming products does not take into account a potential lower energy performance of the used products and a different life time. Moreover, another critical issue is the lack of knowledge about the consumption pattern upstream and downstream the reused products. Indeed, consumer behavior should be investigated for each product, to understand whether possible rebound effects could arise and reduce the potential benefits, connected with the cost savings of buyers and income of sellers

5. References

Castellani, V, Sala, S, Mirabella, N, 2015. Beyond the Throwaway Society: a Life Cycle-Based Assessment of the Environmental Benefit of Reuse. Integrated Environmental Assessment and Management, Volume 11, n. 3

Circle Economy and MVO, 2015. The potential for high value reuse in a circular economy. Report available at: <https://www.circulairondernemen.nl/uploads/27102a5465b3589c6b52f8e43ba9fd72.pdf>

Ecoinnovazione, 2017. Product Environmental Footprint study on brass fittings for use in hot&cold water piping system. Confidential technical report

COM(2015)614. Communication from the Commission to the European Parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the Regions. Closing the loop – An EU action plan for the Circular Economy

COM(2011)571. Communication from the Commission to the European Parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the Regions. Roadmap to a resource efficient Europe

Directive 2018/851. Directive of the European Parliament and the Council of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste

ISO (2006a) 14040 Environmental Management. Life Cycle Assessment. Principles and Framework. International Organization for Standardization

ISO (2006b) 14044 Environmental Management. Life Cycle Assessment. Requirements and Guidelines. International Organization for Standardization

PEFCR Guidance, Guidance for the implementation of the EU Product Environmental Footprint (PEF) during the Environmental Footprint (EF) pilot phase. Vers 6.2 June 2017

PEF Screening report, 2015a. Product Environmental Footprint (PEF) Category Rules (PEFCR) Pilot on T-shirts. PEF Screening report in the context of the EU Product Environmental Footprint Category Rules Pilots. September 2015

PEF Screening report, 2015b. Product Environmental Footprint (PEF) Category Rules (PEFCR) Pilot on non-leather footwear. PEF Screening report in the context of the EU Product Environmental Footprint Category Rules Pilots. February 2015

PEF Screening report, 2015c. Product Environmental Footprint (PEF) Category Rules (PEFCR) Pilot on Leather. PEF Screening report in the context of the EU Product Environmental Footprint Category Rules Pilots. Draft version 4.5, October 2016

Recommendation 2013/179/EU. 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

WRAP, Waste and Resource Action Programme, 2011. A methodology for quantifying the environmental and economic impacts of reuse. Available at:

<http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Final%20Reuse%20Method.pdf>

Petit-Boix, A, Leipold, S, 2018. Circular economy in cities: Reviewing how environmental research aligns with local practice. Journal of Cleaner Production, Volume 195 (2018), 1270-1281

Environmental LCA for maintenance and rehabilitation activities on structures under risk: a literature review

Zehra Irem Turksezer, Monica Lavagna

Department of Architecture, Built Environment and Construction Engineering, Politecnico di Milano

Email: zehrairem.turksezer@gmail.com

Abstract

Under risk of hazardous events, which decreases the functionality of the system, the performance of structures and infrastructures have a crucial role on the sustainability that is characterized in terms of economic, environmental and social indicators. Decision makers who are responsible of taking decisions for the service provision in the system, face with several uncertainties. In order to decrease some of these uncertainties, Life Cycle Assessment (LCA) is one of the approaches which provides a framework to describe and analyze environmental impacts of hazardous events on a system (or a component of a system) or a product in all life cycle. This study presents a literature review to support decision makers for the alternatives of maintenance and rehabilitation activities on structures. The reviewed papers involve also the reconstruction of the structures to compare the environmental impacts of the results of the decisions.

1. Introduction

During the service life, every structure performs under certain risks which can originate due to sudden exposures (hazards) such as operations, natural hazards (e.g. earthquakes, floods, hurricanes etc.), contingencies or mishaps due to humans as well as it can be formed gradually from climatic changes, environmental effects (e.g. corrosion) or deterioration due to aging; and experiences damage on structures or structural elements or destruction of the environment.

In the face of hazards, structures' sustainability performances can be defined in terms of economic impacts e.g. business disruption, cost for repair activities; social impacts e.g. number of fatalities and injuries, affected population etc.; and environmental impacts e.g. pollution due to removing and demolishing the damaged components, debris disposal and repair works etc. For instance, in 2011 Great East Japan earthquake, economic impact was US \$122 billion, social impact was more than 15-thousands of deaths and economic impact was 26,3 million tons of CO₂ equivalent emissions generated due to the recovery works (Wei et al 2016).

Decision makers (i.e. authorities in national and local level, asset owners, managers/operators) experience several uncertainties during the life cycle of the assets, especially when a natural or anthropogenic hazard is in the question. The concerns of the decision maker are to optimize investments into preventive measures, to limit the consequences in terms of economic, environmental, and social, to rehabilitate the losses and to reorganize the system.

In case of a hazardous event, it is important to prioritize the efficient and informed decision making (JCSS, 2008) at local levels in order to provide sustainable development at global scale. The traditional performance-based engineering assessment do not consider the environmental aspects i.e. during construction and operation, under a natural hazard, in the recovery phase namely repair and reconstruction activities or directly end of life. In order to consider environmental effects of these activities, Life Cycle Assessment (LCA) is one of the approaches. In ISO 14040:2006, LCA is defined as the methodology to quantify the potential impacts of a product system during its service life. When a physical structure is taken into account, a product system is the structure itself and the potential impacts can be

thought on environment during maintenance activities before any hazardous event or repair and reconstruction activities after a hazardous event occurred.

Wei et al. (2015 and 2016) state that in literature there is a gap of study related with the rehabilitation of buildings against hazardous events and the environmental impacts associated with construction and operation phases.

The aim of this paper is to understand whether the maintenance activities applied to conserve the structure and limit the consequences before any hazardous event (e.g. earthquake, corrosion, degradation due to aging etc.); or repair and reconstruction activities in the after event phase performed on the structure has better results by considering specifically the environmental impacts. The authors' intention is not to show a comparative result, but to present a portfolio analysis to decision makers of the application of LCA on different case studies. In this paper, the literature is reviewed through representing the studies carried out related with environmental impacts of interventions performed on structure by using LCA approach, their cost and benefit analysis and usability of LCA approach in decision making process for the management purposes.

2. Method

In accordance with the aim of reviewing literature on environmental LCA for maintenance and rehabilitation activities under risks (specifically seismic risk), Scopus database has been utilized. Key words of "life cycle assessment" "maintenance" and "seismic" have been selected between the years of 2010 and 2019. There are 35 articles found and 7 related articles (articles and conference papers) have been reviewed. The 'review' papers are excluded from this study. Moreover, "life cycle assessment" and "seismic retrofit" keywords have been searched in Scopus in order to review other hazardous events related papers. Three articles have been found and one is taken under review.

Parameters that are studied in this paper are functional unit, life-span, environmental indicators and results of the analysis which can support (or not) the decision makers.

3. Analysis and results

3.1. Functional unit and life span

Functional unit is defined in ISO 14040:2016 as "quantified performance of a product system for use as a reference unit". In the reviewed 8 papers, three of them use one square meter, 1 paper uses 1 square foot, 1 paper considers 1 building which provides 20,903 m². In the other 3 papers, the functional unit is not defined clearly and the results in these papers are represented by percentages.

The life span parameter differs between papers reviewed. For the ordinary buildings 50-year life span is considered while for the historical structures the authors haven't mentioned of any specific life span since the all structures have been present since more than 50 years.

3.2. Goal and scope

The goal of an LCA states the intended application, reason and intended audience while the scope involves the functional unit, the system boundaries, limitations and impact categories (ISO 14040:2016). In this study the papers reviewed consist of different types of structures which are ordinary structures (e.g. residential and office buildings, bridge and schools) or historical structures with different type of use.

Padgett and Tapia (2013) consider bridge structure is a metasystem which involves materials, equipment, machinery and/or rerouted traffic and each of these components of the metasystem have their own lifecycles. Their aim is to provide environmental indicators

for sustainability of structures which are experiencing several threats (e.g. deterioration and natural hazard risks) and to evaluate the impact of seismic retrofit on lifetime sustainability a seismically deficient bridge.

Two papers focus on the historical structures which are deteriorating in time. In the research of Garavaglia et al (2018), the case study is a pig abattoir which was built in 1902 and abandoned 1984. They aim to investigate the deterioration process of the structure, how the deterioration affects the system and which intervention scenarios are better for the structure without damaging architectural integrity. In the paper of Ferreira et al (2015), the historical structure built in 17th century and the authors search whether the refurbishment or reconstruction of the deteriorating structure present in seismic zone is more convenient in terms of economic and environmental aspects. The case study selected is a cultural heritage structure in Portugal.

In the other 5 articles, three of them analyze reinforced concrete buildings (Chiu et al., 2012; Wei et al., 2016, 2015), steel and concrete buildings are compared in (Feese et al., 2015) and single steel structure is studied in (Chhabra et al., 2017). Chiu et al. (2012) investigate the financial and environmental paybacks of seismic retrofitting for low-rise RC buildings. They have selected the project of sixteen school buildings in Taiwan as case study.

The goal of the study of Wei et al (2015) is to perform a cost benefit analysis to assess the sustainability of two retrofit designs while considering the uncertainty of seismic events. A single RC building is studied. Moreover, in Wei et al (2016) the goals are to develop an LCA framework which can contain building damage and convert into environmental impact during both pre-seismic structural retrofitting and post-seismic rehabilitation; and to evaluate environmental value of the hazard mitigation. The case studies are one single RC building and seismic retrofitting in regional scale.

Feese et al. (2015) evaluate and compare the performance of steel and concrete buildings by considering their life cycle assessments and earthquake resistance (subjected to same earthquake event). Lastly, the research of Chhabra et al. (2017) estimates the functional life of the 9-story steel office building by considering multiple event scenarios. Also, it assesses the environmental impacts due to seismic hazard and repair activities in different building components.

3.3. System boundaries

The system boundaries defined by ISO 14040:2016 as “set of criteria specifying which unit processes are part of a product system”. Padgett and Tapia (2013) have proposed a framework which can be used for life cycle environmental sustainability assessment for deteriorating bridge structures associated with construction, operation, maintenance, possible natural hazard exposure in the remaining service life and demolition. In this study, authors do not consider the operation phase (e.g. signage and lighting) in sustainability assessment since hazard mitigation is emphasized. In the analysis, the authors take into account also the transportation, namely extra distance due to the alternative route during retrofitting activities performed related with deterioration of the aging bridge structure and found that rerouting takes the big part of the expected sustainability metrics.

Similar to this Wei et al. (2015) have defined building life cycle with construction, operation, retrofit, rehabilitation and end-of-life phases, however the operation and end-of-life have not been analyzed since their environmental impacts are not affecting the structural behavior under seismic risk. Moreover, Ferreira et al. (2015) express that since in their study the structural issues are concerned, operation and maintenance impacts are neglected.

Chiu et al. (2013) work on seismic retrofitting of reinforced concrete buildings by dividing damage states to five i.e. without any damage, slight damage, medium damage, serious damage and total damage (including demolishing and disposal).

Garavaglia et al. (2018) are presenting a probabilistic approach of life cycle and rehabilitation activities for deteriorating structures, in terms of performance and cost. Their method simulates combined deterioration process, structural response and performance in time. In like manner, Wei et al. (2016) consider building life cycle consisting of hazard mitigation, operation and maintenance (not calculated), hazard exposure (involving demolition, debris removal, repair and transportation) and end-of-life (not calculated) phases.

Last but not least, Chhabra et al. (2018) and Feese et al. (2015) use different structural components as their boundaries to analyze environmental performance and impacts. Specifically in Chhabra et al. (2018) it has been found that the approach considers the multiple seismic events with the possibility of collapse or irreplaceable damage in functional life.

3.4. Environmental impact indicators

Almost all the papers account for the environmental impacts (except (Garavaglia et al., 2018)). In the six papers, authors used CO₂ emission as environmental indicators. The three of these papers used Global Warming Potential (GWP) which is calculated as CO₂ equivalent (Chhabra et al., 2018; Feese et al., 2015; Ferreira et al. 2015). Moreover, in the paper of Ferreira et al. (2015), environmental impact indicators that they take into consideration are GWP (kg CO₂ eq.), ozone layer depletion (kg CFC₁₁ eq.), acidification potential (kg SO₂ eq.), eutrophication potential (kg $PO_4^{3-}-PO_4^{3-}$), primary energy (MJ), waste generated (tone), groundwater replenishment indicator (mm/m²).

The whole life cycle of a building is divided in two phases as embodied and operational energy. The embodied energy originates from the energy consumed during construction including transportation, manufacturing, technical installations and waste disposal activities. While the operational energy is the one needed for maintenance and use of energy, water, air-conditioning etc. (Wei et al. 2015). Padgett and Tapia (2013) include embodied energy (MJ/day) to their study with CO₂ emission (kg/day).

In two papers, the authors look at social and economic indicators ((Wei et al. 2016; Feese et al. 2015)). Wei and colleagues (2016) consider repair and replacing costs of damaged buildings as economic metrics, CO₂ emission which arise from repair activities as environmental metrics, number of deaths for social metrics. Feese et al (2015) the damage cost and money saved by upgrading design levels.

3.5. Results

In the reviewed papers, all authors found that the impacts of rehabilitation, maintenance and repair activities are less impactful on environment than the reconstruction activities (including demolishment of existing structure and debris removal).

Chhabra et al (2018) found that environmental impacts due to seismic related repairs over the functional life for non-structural components contributes to 262,035 kg CO₂ eq. (mean value) whereas structural components contribute 1,587 kg CO₂ eq. (mean value) which is equivalent to 3% of total replacement. Thus, they have stated that according to their research which is a probabilistic research with multiple earthquake scenarios, environmental impacts due to the repair activities after seismic event are more due to the damage on non-structural components such as plumbing and mechanical components etc. while the structural components contribute less to the total impact on the environment.

In another paper, it has been found that expected embodied energy and CO₂ emission of as-built are much more than retrofitted structure for 50-year remaining life (Padgett and Tapia 2013). Although, the authors found that the retrofitting reduces expected embodied energy CO₂ emission, the maintenance is more sustainable and effective measure. By retrofitting, it is obtained 69% of embodied energy savings and 66% of CO₂ emission savings. Repairs are stated as the most energy and emission consuming. The structural retrofitting activities support reducing the need of repair on bridge structures.

In study of Ferreira et al. (2015), the difference between refurbishment and new construction is 19,56 kg/ m² of CO₂ eq. (13%) in global warming potential and 10% in primary energy. In addition, the most significant savings are in waste production and eutrophication potential, difference of 266% and 542% respectively.

For the disused historical structure (in other words abandoned deteriorating existing structure) (Garavaglia et al 2018), it has been found that the repair of damaged elements is more favorable than the replacement of the entire structure in their case study. Between their results, it is stated that during the service life, each structural element loses 27% of the volume due to aging and use. After the roof collapse due to weathering and negligence in 1985, the loss in volume was almost 35%. Moreover, they found that probability of failure in 2015 is two order of magnitude more than the probability failure of 1984. This is why the authors specify the urgency of intervene on this deteriorating structure by preventative measure before any hazardous event occurs (Garavaglia et al 2018).

Wei et al (2015) divided the retrofit activities according to damage state i.e. slight, moderate, extensive and complete. The repairing activities consume 1.1% of construction emission (in terms of CO₂) at a state of slight damage; 7,3% at moderate damage state; 45% at extensive damage state and 100% when the structure has complete damage. Moreover, when it is coupled with emissions from demolition and debris removal, then it arrives to 118% approx. Thus, the prevention is the most effective mitigation strategy for the buildings which are possibly entering to the complete damage state in a possible earthquake. Also, Chiu et al (2013) have found that damage state and CO₂ emission of repair activities are directly correlated, and CO₂ emission of a seismic retrofitting activity is about 11% of the CO₂ emission of construction of a new building.

In terms of cost, three papers presented the results. Wei et al. (2016) have found that over a 20-year planning, total monetary benefits derived from reduction in fatalities, repair costs and CO₂ emissions are more than \$100 thousand as results of retrofitting. Besides Ferreira et al. (2015) consider seismic strengthening with steel structure for historical structure. Since it is an expensive material, the cost of refurbishment is higher (approx. 58%) than the new construction which is done by reinforced concrete. Moreover, Feese et al. (2015) specify that upgrading design code for the steel structure from moderate to high design level contributes \$843 of saving as well as \$2779 of savings for the concrete building.

4. Conclusions

This paper has outlined the application of LCA method for the environmental assessment of maintenance and rehabilitation activities on structures that are under the risk of any probable events (including deterioration). The building types have not been limited by the material properties such as steel or concrete; type of structure; or intended use. Also, some examples for historical structure have been studied in order to understand the decision making on intervention activities for specifically historical structures. The aim of this paper is to investigate if the maintenance activities performed on structure in before event phase is better than the reconstruction of the structure considering specifically the environmental impacts when any possible hazardous event (i.e. natural, anthropologic or slowly impacting

hazard such as deterioration) is taken into account. In all papers, it has been found that refurbishment and maintenance activities performed before any hazardous event are more efficient in terms of environmental sustainability than the repair activities performed in after event phase. In addition, the least profitable activity can be performed is rebuilding a new structure after the severe damage or collapse. However, the studies are found very different from each other and they are not equated.

It has been found that for historical structures, maintenance (or repair since it is already under deterioration effect) activities are recommended both to preserve the integrity of the structure and to prevent the environmental impacts. However, the performance of the repair activities requires more attention and more financial resources in case it is a cultural heritage structure under protection.

In this research, the reviewed studies are not compared with each other, since the aim is to represent a portfolio of application of LCA for different structures with various material, age and design properties. By using LCA it is possible to take decisions for the maintenance activities on structures. It has been obtained that LCA is an efficient method for the risk-based decision making under uncertainty since it allows to compare the environmental and economic impacts of different intervention activities performed on a structure. LCA can be also done in the before event phase to allocate the resources for the intervention planning of the structures during their service life.

5. Appendix

Table 1 Articles reviewed in this study

Articles	Goal and Scope	Functional unit	Environmental indicators	Findings
Feese et al 2015	Evaluates and compares the performance of steel and concrete buildings by considering their life cycle assessments and earthquake resistance (subjected to same earthquake event).	1 square foot	GWP (ton CO ₂ eq./square foot) Fossil Fuel consumption (total energy) (MJ/square foot)	Total LCA environmental impact (MJ/square foot) [data from Athena 2013] -steel: 8,949 -concrete: 9,048
Padgett and Tapia 2013	To quantify sustainability performance indicators for a seismically deficient bridge and to evaluate the impact of seismic retrofit on lifetime sustainability.	-	Embodied energy and CO ₂ emission	69% of embodied energy savings and 66% of CO ₂ emission savings
Wei et al 2016	The aims are 1) to develop an LCA framework which can contain building damage and convert into environmental impact during both pre-seismic structural retrofitting and post-seismic rehabilitation; 2) to evaluate environmental value of the hazard mitigation. The case studies are selected as one single RC building and seismic retrofitting in regional scale.	• 1 m² • number of fatalities per building for the social metric, • the amount of money per square meter of a building (\$/m²) for the economic metric, • the amount of CO₂ per square meter of a building (CO₂/m²) for the environmental metric.	CO ₂ emission (kg/m ²)	More than \$100 thousand
Wei et al 2015	The goal is to perform a cost benefit analysis to assess the sustainability of two retrofit designs while considering the uncertainty of seismic events. A single RC building is studied.	the amount of CO ₂ per square meter of a building (CO ₂ /m ²)	CO ₂ emission (kg/m ²)	Damage states; 1-slight (1,1%) 2-moderate (7,3 %) 3-extensice (45%) 4-total (118% with demolition and debris removal)
Chiu et al 2013	Financial and environmental impacts of seismic retrofitting for low-rise RC buildings.	-	CO ₂ emission	11% of CO ₂ emission of new building
Chhabra et al 2018	It estimates the functional life of the 9-story steel office building by considering multiple event scenarios. Moreover, it assesses the environmental impacts due to seismic hazard and repair activities in different building components.	1 building providing 20,903 m ² of office space	GWP (kg CO ₂ eq.)	Global warming potential due to repair actions over the functional life: 263,622 kg CO ₂ eq. (=3% of total replacement) The total replacement of building 8,220,774 kg CO ₂ eq.

Articles	Goal and Scope	Functional unit	Environmental indicators	Findings
Ferreira et al 2015	The aim is to answer whether the refurbishment activities or rebuilding the structure in seismic zones is more profitable for the historical structure. The case study is a cultural heritage structure in Portugal.	1 m ² of construction	Environmental impacts that they take into consideration are GWP (kg CO ₂ eq.), ozone layer depletion (kg CFC ₁₁ eq.), acidification potential (kg SO ₂ eq.), eutrophication potential (kg $PO_4^{3-}-PO_4^{3-}$), primary energy (MJ), waste generated (tone), groundwater replenishment indicator (mm/ m ²).	19,56kg/ m ² CO ₂ eq. (13% difference between reconstruction and refurbishment)
Garavaglia et al 2018	To investigate the deterioration process of the structure, how the deterioration affects the system and which intervention scenarios are better for the structure without damaging architectural integrity. They analyze the roof structure of a pig abattoir-historical structure.	-	-	Volume loss suffered over time: each structural element loose 27% of the volume due to aging and use.

6. References

- Chhabra, J.P.S., Hasik, V., Bilec, M.M. and Warn, G.P., 2017. Probabilistic Assessment of the Life-Cycle Environmental Performance and Functional Life of Buildings due to Seismic Events. *Journal of Architectural Engineering*, 24(1), p.04017035.
- Chiu, C.K., Chen, M.R. and Chiu, C.H., 2012. Financial and Environmental Payback Periods of Seismic Retrofit Investments for Reinforced Concrete Buildings Estimated Using a Novel Method. *Journal of Architectural Engineering*, 19(2), pp.112–118.
- Feese, C., Li, Y. and Bulleit, W.M., 2015. Assessment of Seismic Damage of Buildings and Related Environmental Impacts. *Journal of Performance of Constructed Facilities*, 29(4), p.04014106.
- Ferreira, J., Pinheiro, M.D. and De Brito, J., 2015. Economic and environmental savings of structural buildings refurbishment with demolition and reconstruction-A Portuguese benchmarking. *Journal of Building Engineering*, 3, pp.114-126.
- Garavaglia, E., Basso, N. and Sgambi, L., 2018. Probabilistic life-cycle assessment and rehabilitation strategies for deteriorating structures: a case study. *International Journal of Architectural Heritage*, [online] 12(6), pp.981–996. Available at: <<https://doi.org/10.1080/15583058.2018.1431727>>.
- ISO 14040:2006. Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework.
- JCSS, 2008. Risk assessment in engineering: principles, system representation & risk criteria., ETH Zurich: s.n.
- Padgett, J.E. and Tapia, C., 2013. Sustainability of natural hazard risk mitigation: Life cycle analysis of environmental indicators for bridge infrastructure. *Journal of Infrastructure Systems*, 19(4), pp.395-408.
- Wei, H.-H., Shohet, I.M., Skibniewski, M.J., Shapira, S. and Yao, X., 2016. Assessing the Lifecycle Sustainability Costs and Benefits of Seismic Mitigation Designs for Buildings. *Journal of Architectural Engineering*, 22(1), p.04015011.
- Wei, H.-H., Skibniewski, M.J., Shohet, I.M. and Yao, X., 2015. Lifecycle Environmental Performance of Natural-Hazard Mitigation for Buildings. *Journal of Performance of Constructed Facilities*, 30(3), p.04015042.

Assessment framework to improve and manage LCT into building design practice

Anna Dalla Valle¹

¹Politecnico di Milano

Email: anna.dalla@polimi.it

Abstract

In view of the high impact of construction sector and the Agenda 2030, the implementation of Life Cycle Thinking (LCT) and related methodologies in design practice represents even more a hotspot for the current state and a challenge for the next future. In this context, an assessment framework is proposed to integrate LCT into design process pointing out, based on current practice, the set of life cycle information and the connected actors in charge in order to support design firm in the shift both in thinking and in process. If properly fulfilled along the process by practitioners, the framework turns out to be a life cycle database of the facility in question to be exploited for the most varied purposes, providing a continuous built up of know-how not only with reference to design process phases, but also to the following phases of building process.

1. Introduction

The building sector is widely recognized as one of the most incisive and impacting sector at a global scale, involving heavily all three pillars of sustainability. From the environmental point of view, it yearly consumes about 3 billion tons of raw materials and it is responsible for 40% of solid waste and for 25-40% of global energy use. From the economical point of view, it collects total annual revenues of \$10 trillion, accounting for about 5% of GDP and employing more than 100 million people worldwide. From the social point of view, it steadily shapes our daily life with a high impact on users health status and well-being (WEF, 2016). In this context, it represents a strategic field of action in which promptly intervene for the achievement of the Sustainable Development Goals within 2030.

To this end, the implementation of Life Cycle Thinking (LCT) and related methodologies into building sector represents a turning point to promote sustainable practice, encourage innovative strategies, lead decision-making and avoid shifting problems. However, due to the high construction impacts in the whole life cycle, it is pivotal to integrate LCT starting from the design phase since it strongly affects all the subsequent phases of building process.

In this perspective, the paper points out the outcomes of a three-years research project aimed not only at the development of a new methodology for improving LCT into building process but also at its application in practice within the design firms, focusing therefore on the key actors responsible for the built environment.

2. Background

Nowadays, LCT is not so far established in building practice, since it requires a shift both in thinking and in process in a sector considered resistant to change. The shift in thinking demands to the variety of actors involved to switch their mindset from products/technologies to systems- and life cycle- thinking, calling for the advisement of the entire life cycle rather than of single phase. Instead, the shift in process ask practitioners to adjust their way of practice, calling for a multidisciplinary and holistic process where all member need to integrate their work rather than design and operate in isolated silos (Boecker et al., 2009), with the aim to jointly achieve sustainable and high-performance buildings.

For this reason, the application of life cycle methodologies is now limited to a small percentage of building projects, where the main drivers are clients, followed in decreasing order of perceived impact by designer's philosophy, codes and certifications requirements (Dalla Valle et al., 2016). In addition, surveying practitioners, several barriers arise concerning for instance the implementation of Life Cycle Assessment (LCA) in practice (Han and Srebric, 2015). The main barrier is the effort to find and collect data as well as the fact

that LCA studies are too time consuming and expensive in face of a little market demand. Nonetheless, practitioners claim that to encourage its implementation in practice the challenge is twofold. On one hand, they recommend the development of simplified LCA tools in order to reduce time, especially for the inventory phase. On the other, they call for help to figure out how to use LCA during design process in a flexible way to really supports the decision-making in finding optimal solutions.

To prompt design firms and supply chain operators towards LCT, various LCA tools were developed over time in order to facilitate its application and introduce environmental efficiency as further decision-making criteria (Federal et al., 2015). However, the inherent complexity of buildings compared to other industrial products boosted the establishment in the construction sector of LCA tools with simplified calculation process. If this factor is advantageous to offer user-friendly software and to integrate LCA from the outset of the process, on the other, it contributes to create a “black box” of the embedded data. Moreover, besides transparency issues, these tools are generally used in practice only at the end of the process, when buildings are entirely detailed, not affecting therefore the decision-making process and the comparison of alternative design solutions.

With the aim to assist the implementation of life cycle approach into building design practice, LCA tools are even more conceived not as stand-alone software but as software integrated with the tools currently adopted for design, especially Building Information Modelling (BIM). Indeed, through the development of LCA BIM plug-in or LCA tools BIM interoperable, the effort is to bring forward their application in practice and to avoid as much as possible data re-work. Furthermore, since the integration between LCA and BIM is of growing interest, several studies were developed to show practitioners how to exploit them, suggesting a set of workflow procedures (Anton and Diaz, 2014). The building quantitative data extracted from BIM model are therefore matched, in a more or less automatic way, with the environmental data of LCA database. In addition, LCA methods are not only correlated with BIM but also with the so-called Green BIM, exploring the wide range of possibilities towards building sustainability. BIM-based LCA methods go therefore beyond, including for instance energy analysis, lighting simulations, green building certification and Life Cycle Costing (LCC), fostering a broadening of perspective as well as a system- and life cycle- thinking.

3. Framework as design practice supporting tool for shifting towards LCT

In building sector, despite the international pressure and the available tools and methods towards LCT, design firms are still far from adopting a life cycle approach in the way of practice. Indeed, as personally experienced exploring in depth a sample of case studies of an established design firm, actually design process takes into consideration very few life cycle information. To provide a synopsis, the topics that more affect the decision-making process are production materials and energy use (100% of projects). They are followed by operational water and maintenance materials (70%) and in turn by replacement materials (55%) and repair materials (40%). Less popular in the decision-making process are use emissions (30%), waste construction and recycled materials (15%). Anyway, it is important to note that the accounted life cycle topics depend on buildings complexity and requirements, they are not considered continuously during the decision-making but only in specific design phases and they are not explored in their entirety but focusing only on the main technological elements.

In this context, to effectively support building design practice towards a LCT-oriented decision-making, an assessment framework was developed interrelating theory and practice. Theory is represented by the know-how developed in the field of research, deepening LCT and the related methodologies. Practice is represented by the examination of the field of practice, deepening the design process and the information flow of a reference

design firm. In this way, the effort is to bridge the gap between theory and practice in order to endorse design firms in launching the required shift both in thinking and in process towards LCT.

The assessment framework results from a matrix vertically established by life cycle perspective, breakdown in the different stages from cradle to grave, and horizontally by the different phases of design process (AIA, 2014). In particular, to put into effect LCT, that represents a general mind-set, LCA standards were taken as reference frame (EN 15978:2011; EPD PCR 531:2014), demanding however a re-elaboration of the life cycle information to make more explicit their contents to practitioners according to: materials, energy, water, transport, waste and emissions. Starting from this matrix and based on current practice, the framework points out the life cycle information required and the connected actors in charge for implementing LCT into design decision-making process.

It is worth mentioning that the framework represents the detailed version of a preliminary framework (Dalla Valle et al., 2018) here deepened through its application in practice. Indeed, to bridge the gap between theory and practice, an ethnographic approach was adopted, demanding a personal involvement within a joined firm to knowledge about and in the construction sector. Since the partnership agreement was signed with a design firm, the process is narrowed from the originally adopted building process to the design process, excluding thus construction, in use and end of life phases. Moreover, whilst the original version focused on life cycle information, actors and tools, the in-depth version puts in the background tools issues, to not limit the implementation of life cycle-oriented practice, since they are closely related to firms' resources. Based on current practice, the preliminary framework was thus further developed, adjusted and tailored to fit the most demanding projects, represented by new healthcare facilities with federal mandates and called for LEED certification. In this way, it recommends and supports the establishment of the most virtuous life cycle-practice feasible at current state, not valid in absolute terms since its implementation depends case by case on how deeply life cycle perspective aims to be integrated into design process, according to projects complexity.

3.1. Shift in thinking: progressive implementation of life cycle information into design

To feasibly integrate LCT in practice, the framework solicits along the process, on one hand, a progressive implementation and, on the other, a progressive detailing of the life cycle information according to the process development.

For this purpose, the framework is deepened in compliance with the standard design process, defined by the minimum submission requirements and the sample of project case studies. In particular, requirements allow to identify the design tasks typically required along the process, whereas the case studies analysis lets to figure out the main technological elements currently faced by design. In this way, construction materials are divided into: structure, cladding, envelope, walls, floors, finishes, equipment and furnishing; while building system into: HVAC, plumbing, electrical and renewables systems. Based on this breakdown, in the product stage, the framework figures out the progressive materials specifications of the technological elements, retracing the increasingly implementation and level of detail commonly achieved in practice.

With reference to the committed elements, the framework specifies to practitioners the technological elements to be considered for each life cycle topic of each life cycle stage. In some cases, they encompass all the set of architectural and engineering elements, such happens for transport, while others include them only partially, since the life cycle topics affect only certain building elements, like for maintenance process. Finally, in other cases, the technological elements are summarized with a generic denomination, since the

subdivision into parts is not meaningful for the topics at hand, as for the energy used for products installation.

Once defined the technological elements, the framework points out the related life cycle information to be progressively accounted by the design team along the process, taking an approach by parts. The information are mapped for each phase, distinguishing the ones already considered in practice, based on the decision-making of the reference case studies, from the ones to be implemented to turn into a life cycle-oriented practice. The targeting of the life cycle information is established starting from the now available information and depicting the connected life cycle topics to be included in the different process phases. For instance, it is possible to include in finishes decision-making not only aesthetic and economic issues but also VOC emissions. Likewise, in construction materials comparison, the design team can embrace maintenance and replacement issues as well as end of life issue within the set of adopted criteria. Moreover, if available in literature or within database or if expressly required by LEED certification, supplementary life cycle topics were added, as happens for construction waste.

In this way, for each life cycle information recommended, the design team is expected to integrate within the framework the relative life cycle data according to the design phase in progress. Thereafter, to boosting the optimization of the process, the whole set of life cycle quantitative data embedded in the framework turns out to be the thresholds to be not exceeded in the following process phases.

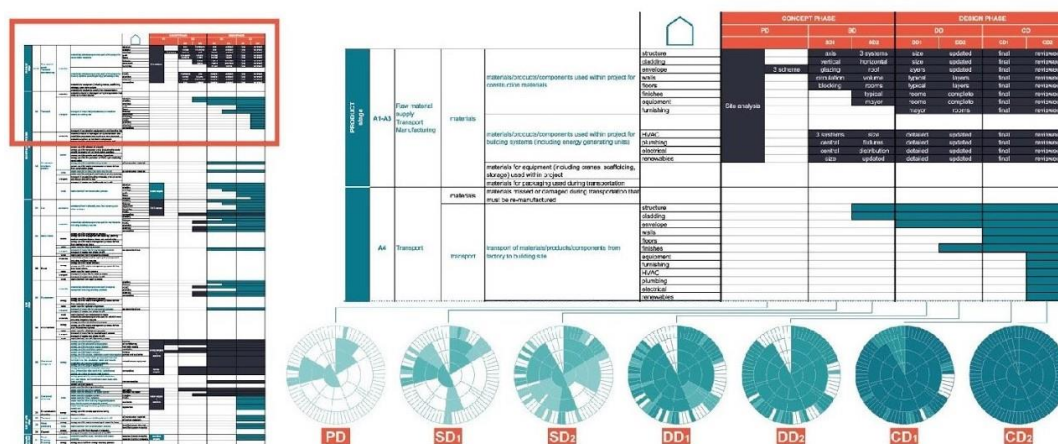


Figure 1: progressive life cycle information deepening of the product stage

3.2. Shift in process: assignment of life cycle tasks to all design team

Due the broad spectrum of information required towards LCT and the wide range of competences involved into building design process, the framework is established in order to share the roles of gathering the recommended life cycle information to all design competences.

Indeed, in our age of specialization, one person cannot address all data and meet all buildings aspects: different competences must be involved, bringing their specific knowledge and interacting each other to look at the whole considering the entire life cycle. The set of life cycle information have to be shared among different actors, in order to affect as much as possible the related decision-making process. For this purpose, the framework firstly explains based on current practice the main design competences responsible for each technological element. Thereafter, to enable the shift from traditional design practice to life cycle-oriented practice, each of these competences is committed to design the assigned technological elements including life cycle criteria in the decision-making. Consequently, the

framework supports the appointed actors in the accomplishment of the life cycle tasks, setting out for each competence the information required at each phase of the process for each technological element. Moreover, to not overburden their assignments, since each competence is entrusted with one or more technological elements and with the connected life cycle information, the framework endorses a progressive implementation of the information and a growing level of detail and accuracy of the related data in conjunction with the process development.

To encourage the different team of actors in adopting a systemic approach for life cycle design, personal worksheets are inferred from the framework, switching from the overall set-up to the specific set of specifications demanded to each competence. In fact, pointing out for each assigned technological element the information required at each phase of the process, the worksheets enable each single actor to become aware of the life cycle information and data of its responsibility. In this way, they distinctly establish the life cycle criteria to be implemented step by step during the decision-making process, calling the engaged actors for finding design solutions by accounting and collecting the committed life cycle information and data. Note that in this context the progressive implementation of life cycle information can be seen by practitioners as the minimum submission requirements demanded at each design phase for internal purpose (voluntary process put into effect by design firms to support the development of life cycle-oriented practice) or external purpose (mandatory process if assimilated in the near future by project requirements).

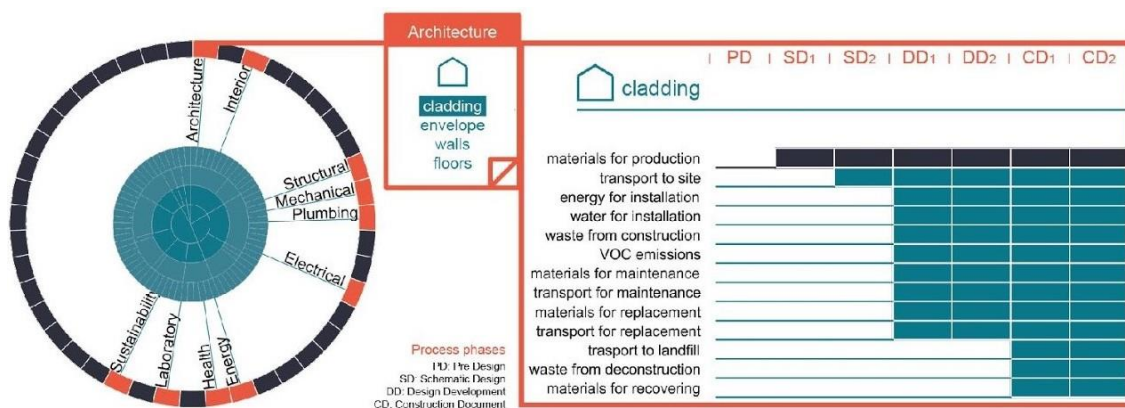


Figure 2: architecture worksheet with life cycle tasks for cladding design solutions

In this perspective, for instance, architects are in charge of the development of cladding solutions, being entrusted with the connected life cycle information stated by the specific worksheet, including them as further criteria within the decision-making and progressively inserting the collected information and data within the designated box of the framework. In this way, during the early phases they have to select the best building scheme considering, beyond context, architectural and functional issues, the amount of construction materials that, due to the preliminary state and the no definition of envelope materials, is initially represented by the cladding area. After subdividing the envelope in glazing and massive parts, the team has to evaluate different cladding materials including, beyond performance metrics and aesthetic features, the required quantity of materials as well as the distance from factory to building site. Thereafter, specifying and detailing the selected cladding solutions, they have to embrace further life cycle criteria, entering in the framework information about: the amount of construction waste, the VOC emissions as well as the materials and related transport required for maintenance and replacement processes. Furthermore, based on the adopted technological solutions (e.g. dry or wet, prefabricated or produced on-site) and on literature data, architects have to estimate the expected energy and water use for the installation of products. Finally, in the last design phase, they update

all the previous claimed life cycle data for cladding, providing additional specifications on the end of life stage, including transport of waste from building site to landfill, waste derived from deconstruction process and potential materials used for reuse, recycling and energy recovery. During design, therefore, all the specified life cycle information are gradually inserted within the framework, in correspondence of the designated box. In addition, by the end of the process, all the collected details (attached to the complete drawings fully coordinated with other disciplines) are clearly communicated to contractor as minimum requirements for the bidding phase, driving the process towards LCT.

3.3. *Shifting outcome: building life cycle database*

If the proposed framework is properly fulfilled by the committed actors and compiled during the design process, it turns out to be a building life cycle database of the project at hand. In fact, following the framework recommendations, all the actors in charge and/or allowed contribute information to and extract information from it, providing a long-term vision of the facility.

The life cycle data collected in the framework allow the establishment in one-record of the project-based and well-framed set of life cycle information of the building in question, stressing its divergence from typical practice. Indeed, contrary to current practice where life cycle information are recorded in the most varied design documents being thus difficult to retrace, in a life cycle-oriented practice they are established by means of the framework in a single-record. Moreover, life cycle information are actually not or randomly arranged along the process, whilst they result well-framed and organized within the framework. Finally, unlike current practice in which the considered life cycle information are literature or database data, the framework progressively encourages the definition of project-based data related to the specific building at hand. In fact, unlike other industrial products, buildings are extremely complex systems, not replicable and strongly influenced by the context, resulting unique and derived from singular process.

In addition, in line with the trends currently underway in construction sector and design practice, the framework data collection is envisioned in a BIM-oriented working environment. In this way, the whole set of life cycle information entered by the actors is directly linked to the building virtual model and if possible to the specific objects, including thus both graphical and non-graphical information. Moreover, as shared platform of exchange among different practitioners and stakeholders, the BIM-oriented life cycle data collection of the facility fosters a systemic vision of the project during the whole life cycle, representing an added value for the design firm as well as for clients and a continuous built-up of know-how, also with reference to next projects.

4. Conclusions

The proposed assessment framework support design practice in the improvement and management of LCT into design process, realizing in a single-record a project-based and well-framed life cycle database of the facility. On one hand, from life cycle perspective, it results particularly valuable since it helps in the data collection required to perform the inventory phase of LCA but also LCC studies, encouraging practitioners in their application in practice, since it is considered the most demanding and time-consuming phase. Nevertheless, the life cycle information embedded in the framework can be exploited by designers not only for the development of the standardized life cycle studies, but also for the most varied design analyses, assuring the inclusion of the updated information and thus increasing the reliability of results. On the other hand, from design process perspective, it supports the implementation of LCT in practice, encouraging designers and practitioners in the shifting both in thinking and in process to endorse life cycle design and operations and

to orient the related decision-making and optimize the process in line with life cycle perspective.

Moreover, it is worth mentioning that the potentialities of the framework are not limited to design process but they are extended also on the other phase of building process, starting from the construction phase. Indeed, the framework focuses on the data collection only of the “foreground systems” (EC-JRC, 2012), since they represent the type of information directly demanded by AEC firms and therefore to bear in mind during the design process, where the embedded data become the threshold to be not exceeded in the following phase. In this way, the final design data can be included in the construction specifications, placing constraints on the selection process of the bidding phase and in turn on the management and end of life process. Its implementation aims therefore to assist building process during the whole life cycle, switching from current to life cycle-oriented practice and representing the first step solicited to bridge the gap between theory and practice.

5. Bibliography

AIA, 2014. *The Architect's Handbook of Professional Practice*, Wiley, New Jersey.

Anton, LA, Diaz, J, 2014. Integration of life cycle assessment in a BIM environment. *Procedia Engineering*, 85, 26–32.

Boecker et al., 2009. *The integrative design guide to green building*, Wiley, New Jersey.

Dalla Valle, A, Lavagna, M, Campioli, A, 2016. Change management and new expertise in AEC firms, in *Sustainability and Innovation for the Future World Congress*, Algarve, 13-16 Sept.

Dalla Valle, A, Lavagna, M, Campioli, A, 2018. Matching Life Cycle Thinking and design process in a BIM-oriented working environment, in *XII Italian LCA Conference*, Messina, 11-12 June.

EC-JRC, 2012. *ILCD Handbook. Towards more sustainable production and consumption for a resource efficient Europe*. European Commission – Joint Research Centre.

EN, 2011. EN 15978:2011. Sustainability of construction works. Assessment of environmental performance of buildings. Calculation methods.

EPD, 2014. *PCR UN CPC 531:2014 Buildings*. International EPD system.

Federal et al., 2015. Life cycle assessment in building sector: analytical tools, environmental information and labels. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20, 421–425.

Han, G, Srebric, J, 2015. Comparison of survey and numerical sensitivity results to assess the role of life cycle analyses from designers perspectives. *Energy and Buildings*, 108, 463–469.

WEF, 2016. *Shaping the Future of Construction. A Breakthrough in Mindset and Technology*.

LCA del nuovo servizio ospedaliero da remoto DAPHNE

Claudia Morea ¹

¹ Università degli studi di Firenze

² Dipartimento di Architettura - DIDA

³ Laboratorio Design per la sostenibilità - LDS

Email: claudia.morea@unifi.it

Abstract

Il progetto DAPHNE, ha visto l'Università di Firenze collaborare con la Scuola Superiore di Studi Universitari e di Perfezionamento Sant'Anna per la progettazione di un nuovo sistema prodotto-servizio volto ad offrire una nuova metodologia diagnostica e una nuova gestione del monitoraggio in termini sia clinici che socio-economici. Si è quindi fatto ricorso alla metodologia LCA per mettere a confronto l'impatto ambientale del il sistema di visite tradizionali con quello del nuovo servizio, quantificando consumi di energia elettrica e carburante. A questa sono state affiancate alcune considerazioni relative all'impatto sociale fondamentali in ambito di Design.

1. Introduzione

Il progetto DAPHNE acronimo dal titolo “Servizi innovativi e sostenibili di **D**iagnosi precoce, trattamento terapeutico e gestione della **m**Alattia di **P**arkinson attraverso tecnologie **m**Health e ICT, favorendo l'automonitoraggio domiciliare e la partecipazione attiva del paziente e del caregiver” ha lavorato per raggiungimento di tali obiettivi: possibilità di anticipazione della diagnosi, miglioramento qualitativo e quantitativo delle valutazioni, adattamento e personalizzazione della terapia farmacologia, riduzione numero di visite ospedaliere a vantaggio di un monitoraggio remoto, sviluppo capacità di gestione autonoma del paziente, riduzione ospedalizzazioni.

Il Laboratorio Design per la Sostenibilità dell'Università di Firenze si è occupato della progettazione del kit tecnologico e del servizio, il progetto rientra nella definizione di Product-Service System Design, e nello specifico in quei sistemi eco-efficienti orientati all'uso, ovvero: servizi che forniscono piattaforme abilitanti ai clienti (Vezzoli, 2007). La gestione di questi sistemi complessi, porta i progettisti a dotarsi di una serie di strumenti che gli consentano di agire di volta in volta con approcci diversi, tra questi vi è l'analisi LCA (Marseglia, 20018). Ci si è dunque avvalsi del metodo LCA tramite l'utilizzo del software GaBi thinkstep in possesso dall'Università di Firenze, per verificarne il miglioramento in termini di impatto ambientale. Per questo è stata svolta una LCA comparativa tra il servizio attuale e quello sviluppato dal progetto.

2. Goal and scope definition

2.1. Obiettivi

Lo scopo della seguente LCA è stato confrontare l'impatto ambientale tra i due scenari per visite mediche-ospedaliere: lo scenario attuale che offre un servizio di visite ospedaliere ordinarie, e il nuovo scenario sviluppato dal progetto Daphne, che offre un servizio di monitoraggio da remoto grazie al “Dispositivo sperimentale per la misura quantitativa ed oggettiva del movimento degli arti superiori ed inferiori e della marcia”, consentendo di ridurre l'ospedalizzazione temporanea del paziente con relativi vantaggi.

Gli obiettivi raggiungibili con il nuovo servizio sono stati così identificati:

- ridurre l'inquinamento dovuto agli spostamenti dei pazienti che devono sottoporsi a visite ospedaliere;
- ridurre lo stress psicologico dovuto all'incombenza di una visita e allo stesso tempo migliorare il comfort del paziente di fronte a strumentazioni. Per il Design, al fine di

valutare i miglioramenti apportati al sistema prodotto- servizio, risulta necessario soppesare insieme aspetti quantitativi con aspetti qualitativi di soddisfazione del fruitore (Vezzoli, Kohtala, Srinivasan, 2014) Per questo motivo nella stesura degli scenari si fa riferimento a considerazioni di tipo sociale;

- migliorare l'archiviazione di dati e referti medici;
- ridurre il carico di visite ospedaliere, con relative problematiche di affollamento, e complessa e costosa gestione delle strutture ospedaliere.

In dettaglio, l'analisi del ciclo di vita è stata valutata in termini di GWP (Global Warming Potential) ovvero emissione di CO₂ eq., dovuta al consumo di combustibile ed energia elettrica.

In dettaglio, si è scelto quindi di comparare i servizi per il metodo di trasmissione dello stato di salute del paziente, ovvero tra un trasporto fisico del paziente che si reca in ospedale e un invio telematico dei dati rilevati da apposito kit Daphne attraverso un cloud.

2.2. Destinatari

La presente analisi è rivolta ai gestori delle aziende ospedaliere, che potranno così vedere quantificata la differenza d'impatto ambientale tra un servizio ospedaliero tradizionale ed un servizio ospedaliero innovativo come DAPHNE basato sulla gestione remota di un cloud, che consente l'alleggerimento.

2.3. Confini del sistema

Si è scelto di effettuare un'analisi LCA "gate to gate", per cui il sistema comprende i dati relativi alla sola fase d'uso dei servizi (Fig. 1).

Per lo scenario attuale *Servizio Ospedaliero ordinario*, da ora denominato *Scenario A*, si è scelto di quantificare l'impatto ambientale dovuto al solo spostamento del paziente per raggiungere la struttura sanitaria dove effettuerà la visita medica. Questa, attualmente, viene condotta dal medico senza l'ausilio di alcuna strumentazione, non ci sono quindi consumi energetici derivanti direttamente dalla visita.

Si sottolinea quindi una limitazione della diagnosi, che non basandosi sulla rilevazione di dati certi quantificabili, si fonda sulla sola soggettività del medico.

Denominiamo invece *Scenario B* il *Servizio da remoto DAPHNE*, progettato per consentire al paziente di monitorare il proprio stato di salute da casa attraverso apposito kit che rileva appunto dati certi.

Al fine del confronto dell'impatto ambientale, si è ritenuto opportuno quantificare il consumo energetico dei dispositivi del kit composto dai dispositivi Sens Hand V2 e Sens Foot V2 per l'acquisizione dei dati, e il consumo energetico dovuto alla loro trasmissione attraverso la piattaforma prevista dal sistema

Il consumo relativo all'azione del medico che accede al portale per analizzare i dati del paziente non vengono presi in considerazione perché l'analisi si ferma a come il medico ricava i dati per effettuare la diagnosi al paziente, escludendo il tempo necessario per l'interpretazione.

Inoltre si è scelto di escludere dalla valutazione del sistema la fase di pre-produzione, produzione e smaltimento per entrambi gli scenari, ovvero:

- *Scenario A*: la produzione del mezzo di trasporto del paziente e relativa fase di smaltimento;

- *Scenario B*: la produzione dei dispositivi per il funzionamento della rete internet, la produzione della piattaforma telematica per la comunicazione dei dati e del dispositivo Sens Hand/Foot e la relativa fase di smaltimento;
- Da entrambi i servizi l'impiego di risorse umane per la visita ospedaliera ordinaria o l'analisi dei dati raccolti;
- *Scenario B*: Nel design sistemico la visione della sostenibilità ambientale viene estesa alla dimensione sociale ed economica (Bistagnino, 2009) per questo si sottolinea che, nonostante il software GaBi consenta alcune valutazioni economiche e nonostante la necessità dell'azienda ospedaliera coinvolta del progetto di valutare la fattibilità del progetto, in questo caso non sono stati invece considerati i costi ospedalieri per il rinnovamento del sistema telematico ospedaliero, necessario per l'adozione del programma DAPHNE.

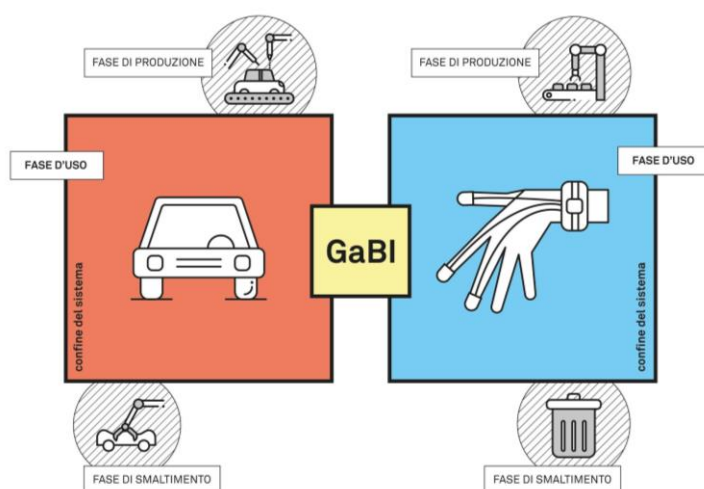


Figura 1: Confini del sistema per analisi LCA. (infografica: Maria Gnozzi)

2.4. Unità funzionale

Per l'unità funzionale UF si è considerato un ciclo di monitoraggio di cinque anni, ovvero i consumi per effettuare le visite in questo arco di tempo.

Si considera, per fonti mediche, che un paziente affetto da Parkinson effettua attualmente due visite ospedaliere annue, che corrispondono a due protocolli di esercizi l'anno effettuati con il nuovo servizio.

2.5. Qualità dei dati

Per quanto riguarda i dati relativi alle visite svolte attualmente ci si è affidati ai dati medi forniti dal Dott. Maremmani dell'ospedale Noa di Massa.

I dati relativi ai consumi energetici dei dispositivi sono stati forniti dalla Scuola Superiore di Studi Universitari e di Perfezionamento Sant'Anna.

I fattori caratterizzazione sono quelli adottati dal Software thinkstep GaBi.

I dati bibliografici dei consumi dati dal trasporto e dall'energia elettrica utilizzati fanno riferimento al database thinkstep GaBi.

2.6. Metodologia di valutazione degli impatti

La valutazione è stata effettuata per mezzo del metodo di analisi degli impatti CML - University of Leiden, Institute of Environmental Sciences, disponibile sul GaBi software.

3. Inventory analysis

3.1. Descrizione del sistema e inventario *scenario A*

Nello *scenario A* (Fig. 2), è stato ipotizzato che il paziente al fine di recarsi fisicamente alla visita ospedaliera usufruisca della propria autovettura, a benzina (sulla base delle statistiche <http://www.opv.aci.it>) e richieda assistenza di terzi per essere accompagnato. In particolare questa ipotesi prevede il rifornimento di carburante e l'implementazione del traffico stradale cittadino, con relativo inquinamento atmosferico.

Inoltre, in termini qualitativi, si evidenzia i disagi dovuti all'organizzazione dello spostamento e alla successiva attesa in ambulatorio.



Figura 2: Criticità scenario A (infografica: Lu Ji)

Per la compilazione dell'inventario è stato considerato l'impatto dovuto al consumo di carburante necessario allo spostamento in macchina del paziente. Stimando 30 km la distanza media di percorrenza tra l'abitazione del paziente e l'ospedale di riferimento, si considerano 60km (un viaggio A/R) quelli necessari per effettuare la visita, che per un periodo di 5 anni in cui in totale di svolgono 10 visite, diventano: $60 \times 10 = 600$ km/ 5 anni (Tab.1).

Tabella 1: Inventario scenario A

Componente	Nomenclatura GaBi	Quantità
Auto	GLO: Car petrol, controlled catalytic converter	utilizzo: 10 viaggi
Gasolio	EU-28: Gasoline mix (regular) at refinery ts	km effettuati 60 (A/R)

3.2. Descrizione del sistema e inventario *scenario B*

Per lo *scenario B* (Fig 3), è stato ipotizzato che il paziente sia in possesso del kit Daphne ed esegua il protocollo clinico CASANOVA PD-Study direttamente da casa propria. Indossando SensHand e Sens Foot il paziente esegue gli esercizi del protocollo, i dati rilevati vengono inviati simultaneamente al Dongle USB inserito in apposito pc o tablet tramite Bluetooth. In un secondo momento il paziente collegandosi al portale dedicato carica online i propri dati rilevati nella sua cartella clinica che saranno poi così consultabili dal medico curante.

Questi potrà dunque avere dati certi rispetto agli esercizi svolti dal paziente, che descrivono lo stato di salute. Inoltre si evidenzia il vantaggio di avere dati oggettivi derivanti dall'attività dei sensori, e di poter facilmente accedere all'archivio dei dati rilevati nelle precedenti visite remote, facilitandone il confronto e la diagnosi.



Figura 3: Vantaggi scenario B (infografica: Lu Ji)

Per l'inventario del servizio-prodotto DAPHNE si è considerato necessario calcolare i kWh necessari al caricamento delle batterie dei sensori e i kWh necessari all'utilizzo del dispositivo pc/tablet per la trasmissione dei dati.

Il kit necessario ad eseguire il protocollo clinico CASANOVA PD-Study, è così composto:

- n° 4 sensori indossabili (Fig. 4 e 5): che consentono grazie all'applicazione interna di sensori inerziali triassiali di registrare i movimenti del paziente anche minimi e di trasmetterli ad altri apparecchi. I sensori presenti all'interno rilevano 3 componenti nello spazio (accelerazione lineare, velocità angolare e campo magnetico) riguardanti la biomeccanica degli arti superiori ed inferiori nella loro globalità, e quelli dei movimenti più fini: piedi, polsi e prime tre dita delle mani.



Figura 4 : SensHand batteria 4,2v/300mAh

(img. Marco Marseglia)



Figura 5: SensFoot batteria 4,2v/150mAh

(img. Marco Marseglia)

- n° 2 Dongle USB (arti dx e arti sx) da inserire nelle porte USB del PC/Tablet dedicato, progettato per la connessione bluetooth dei sensori.

- Portale telematico progettato per l'acquisizione e il salvataggio automatico sul PC/Tablet dei dati inerziali.

Il protocollo clinico CASANOVA PD-Study richiede circa 45 min per un giro di acquisizioni completo (a seconda della velocità del soggetto esaminato).

Le 4 batterie impiegano 2h ciascuna per il ricaricamento, con un consumo di 4.2v/150mAh per Sens hand e 4.2v/300mAh per FootSens, per cui si calcola che in un'ora ciascuna batteria abbia assorbito relativamente $4,2 \cdot 0,15 = 0,63$ kWh e $4,2 \cdot 0,3 = 1,26$ kWh dalla rete domestica. Con questa carica riescano a garantire indicativamente 8h di attività.

Il consumo energetico delle batterie in fase di attività può essere invece considerato mediamente di 3.7v/35mAh per cui si stima che in un ora di attività ciascuna batteria abbia consumato $3,7 \times 0,35 = 0,129$ kWh.

Risulta quindi che l'assorbimento di energia elettrica dalla rete domestica per 1h di ricarica per tutte e quattro le batterie è di $0,63 \times 2 = 1,26$ kWh + $1,26 \times 2 = 2,52$ ovvero 3,78 kWh, e il loro consumo complessivo in 1h di attività è di 518 kWh.

Caricando totalmente le batterie una sola volta si riesce a coprire abbondantemente il fabbisogno necessario per lo svolgimento del protocollo clinico.

Tuttavia, considerando la casistica in cui il paziente possiede un suo kit personale, che verrà quindi usato due volte l'anno, si ipotizza che da un lato in questo arco di tempo le batterie tenderanno a scaricarsi e dall'altro che il paziente tenderà per sicurezza a rimettere in carica il kit prima dell'esecuzione di ogni protocollo affinché l'operazione di rilevamento dati avvenga con successo. Quindi relativamente all'UF che prevede 2 visite l'anno per 5 anni, l'assorbimento di energia necessaria al caricamento delle 4 batterie sarà di $3,78 \text{ kWh} \times 10 = 37,8$ kWh ovvero 136,08 MJ (Tab. 2).

Inoltre si è considerato 12kWh il consumo annuo di un tablet, per il nostro studio si è scelto di considerare il consumo giornaliero, per cui 0,033 kWh, che comprende il l'energia necessaria per accensione, collegamento al cloud, inserimento dati rilevati e salvataggio. Per cui nei 5 anni si avrà un consumo pari a 0,33 kWh.

Tabella 2: Inventario scenario B

Componente	Nomenclatura GaBi	Quantità per UF
2 Sens Hand 2 Sens Foot	Sens DAPHNE <u-so>	$(4.2\text{v} \times 150\text{mAh} \times 2) +$ $+(4.2\text{v} \times 300\text{mAh} \times 2)$ $= 3,78 \text{ kWh} \times 10$ $= 37,8 \text{ kWh}$
Energia elettrica domestica per ricarica batterie	IT: Electricity grid mix 1kV-60kV ts	37,8 kWh = 136,08 MJ
Tablet	Invio telematico <u-so>	0,33 kWh = 1,88MJ

4. Impact Assessment

4.1. Analisi GaBi thinkstep

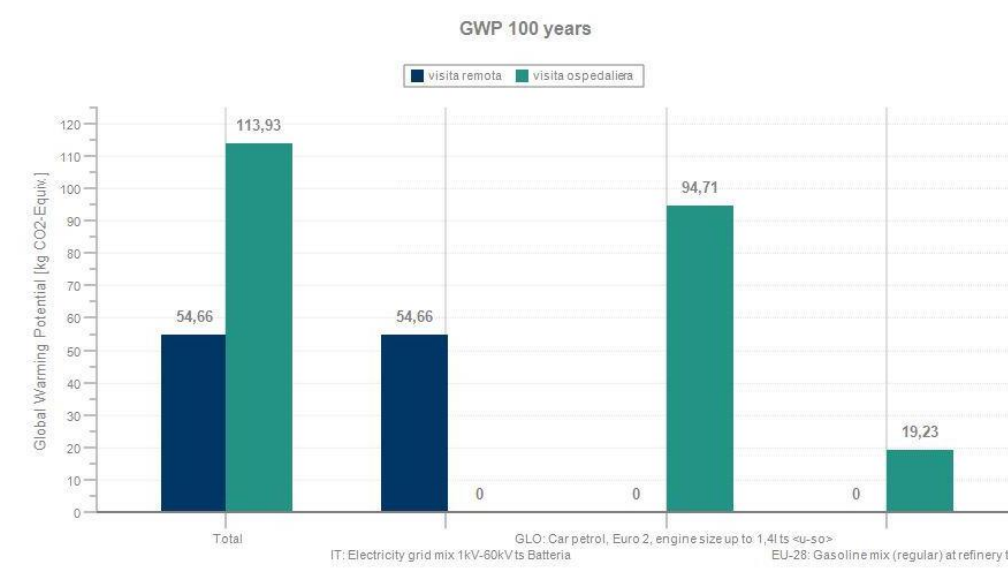


Figura 6: grafico relativo al GWP

Dal grafico GWP100 (Global Warming Potential) ricavato dal software Gabi thinkstep risulta che per lo *scenario A* la quantità di CO_{2eq.} emessa per rispondere all' UF è di 113,93 kg CO_{2eq.}. Di questo dato il contributo quasi totalmente prevalente è dovuto alla combustione del carburante per i chilometri percorsi con 94,71 kg CO_{2eq.}, mentre risulta minimo il peso della produzione del carburante necessario (*Fig. 6*).

Nello *scenario B* il consumo di CO₂ CO_{2eq.} totale è nettamente inferiore allo scenario precedente in quanto di 19,83 kg CO_{2eq.}, di cui circa il 75% dovuto al solo caricamento delle 4 batterie, mentre il resto dovuto alla trasmissione telematica dei dati risulta quasi trascurabile (4,78 kg CO_{2eq.}).

5. Conclusioni

Dall'analisi dei dati emerge una netta differenza tra i valori dei due scenari, infatti il nuovo *scenario B* consente di ridurre notevolmente il carico di impatto ambientale. Si può quindi affermare che il passaggio da un sistema di visite ospedaliere ordinarie ad uno da remoto, consente una notevole riduzione dell'impatto ambientale, e quindi si ritiene raggiunto il primo obiettivo del progetto.

Rispetto ad altri ambiti di valutazione, si considera positivo anche in conseguente sfoltimento delle strutture ospedaliere dovuto a visite, e facilitazione nel lavoro dato dalla possibilità di archiviazione e accesso ai dati pazienti attraverso cloud.

Inoltre si rileva l'importanza della possibilità di fare diagnosi più approfondite e oggettive grazie all'utilizzo del kit progettato, che consente un notevole supporto alle capacità diagnostiche dello staff medico, riducendone il fattore di soggettività.

6. Bibliografia

Riferimento a riviste scientifiche

Bistagnino L., Design sistemico. Progettare la sostenibilità produttiva e ambientale, Slow Food Editore, 2009

Marseglia M., Progetto, Sostenibilità, Complessità., Ricerche| architettura design territorio, didapress 2018

Vezzoli C., Progettare per la sostenibilità ambientale. Progettare il ciclo vita dei prodotti, Zanichelli 2007

Vezzoli C., Kohtala C., Srinivasan A., Product-Service System Design for Sustainability, Lens, Greenleaf Publishing 2014

Analisi preliminare degli impatti ambientali della movimentazione delle macerie da terremoto in Provincia di Macerata

Emy Fuffa¹, Francesca Monaldi², Elena Neri^{3,4}, Riccardo M. Pulselli^{3,4}, Michele Lo Gatto⁵, Piero Farabollini⁶

^{1,2,6}Geology Division, Università di Camerino

³DEEPS, Ecodynamics Group, Università degli Studi di Siena

⁴INDACO₂ srl

⁵Cosmari srl

Email: emy.fuffa@unicam.it

Abstract

Il presente studio ha riguardato l'analisi del ciclo di vita della movimentazione delle macerie generate dagli eventi sismici che hanno colpito l'Italia centrale durante il 2016. L'obiettivo dell'analisi è stato la ricostruzione dei flussi di materiali ed energia legati al trasporto delle macerie dai 29 Comuni della Provincia di Macerata all'azienda Cosmari srl e alla gestione dei capannoni per la movimentazione macerie all'interno dell'azienda, per evidenziare i potenziali impatti ambientali, le criticità e le buone pratiche. Per tutte le categorie analizzate (GWP, EP, AP), l'input che incide maggiormente è il trasporto, seguito da energia elettrica e diesel utilizzati all'interno dei capannoni. I risultati sono in linea con quanto rilevato in letteratura.

1. Introduzione

Il 24 agosto 2016 un terremoto di magnitudo 6.0 ha colpito l'Italia centrale, con epicentro nei pressi di Accumoli (Rieti, Lazio). A seguire, il 26 e il 30 ottobre 2016 e il 18 gennaio 2017 si sono verificati altri quattro importanti eventi sismici, ampliando l'area interessata dalla sequenza sismica (i.e. 6000 km², Aringoli D. et al., 2018). Subito dopo l'evento principale, sono state avviate verifiche sugli effetti ambientali del terremoto legati alla riattivazione tettonica della frattura attiva, nonché sugli effetti secondari legati alla scossa principale (e.g. frane, fratture al suolo, variazioni delle caratteristiche idrogeologiche delle sorgenti, sinkhole). I Comuni riconosciuti all'interno del cratere del sisma (i.e. area interessata da un evento sismico, con riferimento ai danni subiti da cose e persone; 112Emergencies, 2012) sono stati 87 per la Regione Marche, di cui 46 nella Provincia di Macerata. Dal 2016 è stata affidata a Cosmari Srl la Concessione di Servizio delle operazioni di gestione e smistamento delle macerie provenienti dalle aree dei Comuni ricadenti nel cratere in provincia di Macerata (D.L. 189, 2016).

Proiettati in un'ottica di una futura ricostruzione a basso impatto ambientale, è stato effettuato un primo screening di monitoraggio e valutazione preliminare a partire dalle prime fasi di pianificazione. Infatti, gli inerti raccolti dalle macerie costituiranno la materia prima per dar vita a nuovi edifici nella stessa area. Per evidenziare i potenziali impatti ambientali, le criticità e le buone pratiche relative all'attività di trasporto all'azienda e alla movimentazione delle macerie all'interno di essa, è stata applicata la metodologia Life Cycle Assessment (LCA). Ad oggi non esistono studi relativi ad applicazioni LCA sulla gestione delle macerie a seguito di eventi sismici, ma riguardano la gestione dei detriti da demolizione di edifici (Simion et al., 2013; Bergsdal H., et al., 2007; Blengini G. A., 2009; Bovea and Powell, 2016; Butera S., et al., 2015; Cherubini F., et al., 2009; Coelho and de Brito, 2012; Creazza and Dallari, 2007; Sára B., et al., 2000; Vitale P., et al., 2017).

2. Materiali e Metodi

2.1 Caso di studio: il trasporto delle macerie e l'azienda Cosmari srl

Il Cosmari, Consorzio Obbligatorio SMAltimento Rifiuti, è situato in Località Piane di Chienti nel Comune di Tolentino (MC). Nella sede sono presenti degli impianti di smaltimento e recupero destinati al trattamento dei Rifiuti Solidi Urbani. Poco dopo i forti terremoti è stata affidata all'azienda la concessione di servizio delle operazioni di smistamento delle macerie pubbliche intese come “materiali derivanti dal crollo parziale o totale degli edifici pubblici e privati causati dagli eventi sismici di cui all'articolo 1 del D.L. n. 189/2016, convertito, con modificazione, dalla L. 229/2016, nonché ai materiali derivanti dalle attività di demolizione e abbattimento degli edifici pericolanti disposti dai Comuni interessati dagli eventi sismici nonché, da altri soggetti competenti o comunque svolti su incarico dei medesimi” (Cosmari, 2019). Le macerie rimosse sono conferite al sito di Deposito Temporaneo di Cosmari srl, che ha installato due capannoni indipendenti, adiacenti all'azienda preesistente, per gestire in modo ottimale le operazioni di movimentazione e cernita (Fig. 1).



Figura 1: Capannoni installati per la movimentazione delle macerie all'interno dell'azienda Cosmari srl (<https://www.cosmarimc.it>)

All'interno dei due capannoni è effettuata la suddivisione di materiale di grandi e piccole dimensioni. Il materiale di grandi dimensioni è spostato con motopale ed escavatori dotati di pinze frantumatrici. Il materiale di piccole dimensioni invece è spostato all'interno di un dosatore e, tramite rullo, è indirizzato alla cabina di cernita manuale. Successivamente è effettuata la suddivisione dei diversi materiali (e.g. inerti, ferro, vetro, carta). Nell'area esterna sono state installate due tettoie per il posizionamento degli inerti già selezionati. Adiacente a questa zona è stata predisposta un'area di stoccaggio per materiali di interesse storico, culturale e architettonico, che sono poi imballati e collocati su pallet. I materiali potenzialmente contaminati da amianto sono raccolti in un container. Entrambi i capannoni sono muniti di impianti di aspirazione dell'aria, filtrazione e nebulizzazione sempre attivi. A fine turno gli operatori attraversano un'area di decontaminazione per rimuovere le tute monouso, trattate come rifiuto speciale, e successivamente una doccia per eliminare eventuali residui di materiali pericolosi. La zona interna ed esterna ai capannoni è pavimentata e impermeabilizzata, per evitare la percolazione. Il trasporto delle macerie dal prelievo all'azienda è effettuato a carico di terzi, come la gestione dei materiali dopo la cernita.

2.2 Analisi del ciclo di vita applicata alla movimentazione delle macerie

Lo studio si è focalizzato sulla prima fase di movimentazione e gestione delle macerie. I confini del sistema comprendono il trasporto delle macerie dal sito di prelievo, nei 29 Comuni colpiti dal sisma nella Provincia di Macerata (Fig. 2).

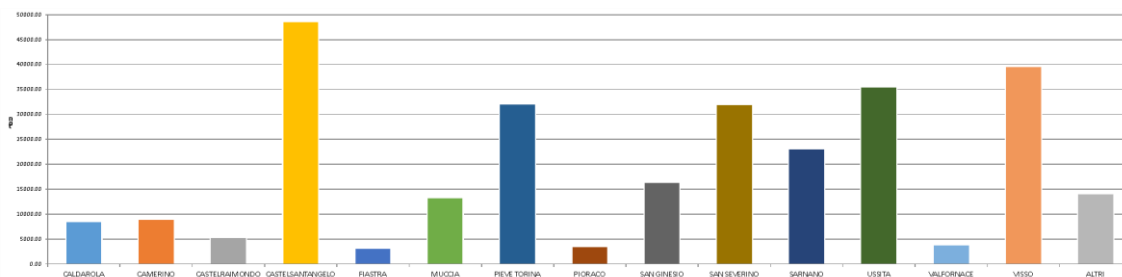


Figura 2: Quantità di macerie rimosse dai 29 Comuni della Provincia di Macerata. Le quantità <1% sono state raggruppate nella categoria “altro”

Essendo uno studio preliminare, l'aspetto qualitativo delle macerie in ingresso e in uscita dal sistema non è stato incluso nell'analisi. Segue la movimentazione delle macerie all'interno dei capannoni, dove operatori specializzati separano i diversi materiali, per inviarli ad aziende specializzate per un futuro riutilizzo/riciclo o smaltimento. Sono stati inclusi nello studio tutti i consumi di materiali ed energia all'interno dei confini del sistema (Fig. 3) e le emissioni dirette e indirette generate dai processi (e.g. trasporti, energia elettrica, acqua, carburante, abbigliamento tecnico degli operai). Sono esclusi dai confini del sistema i consumi per la rimozione delle macerie dal sito, la gestione e il trattamento fine vita dei materiali selezionati (i.e. gestito da terzi e non disponibile al momento della raccolta dati), oltre ai materiali che compongono il rullo (i.e. attivato dopo t_1), l'usura e la manutenzione dei macchinari e le strutture stesse (i.e. quantità irrilevanti ai fini dell'analisi). È stata stimata, invece, una media di 20 utilizzi per i pallet in legno. Si è ipotizzato uno scenario di trattamento e fine vita per i materiali monouso della lavorazione (i.e. tute, mascherine a incenerimento) e film in PVC dei pallet (i.e. a riciclo).

L'intervallo di tempo considerato inizia dal 01/12/2016 (t_0) fino al 11/03/2019 (t_1). L'Unità Funzionale (UF) è la quantità di macerie trasportate dal sito di prelievo all'azienda e movimentate all'interno dei capannoni, da t_0 a t_1 .

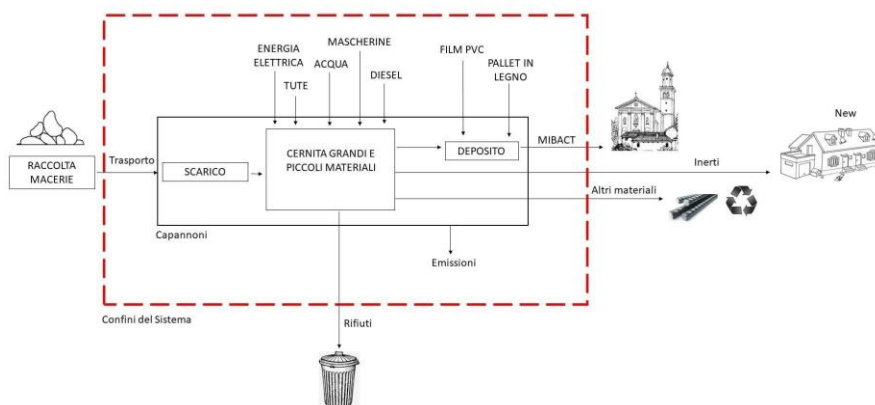


Figura 3: Confini del Sistema

I dati, derivanti tutti da informazioni reperite con intervista diretta agli operatori referenti per ciascuna sezione, sono stati poi elaborati utilizzando il software SimaPro 8.5 (Pré Consultant, 2014), banca dati Ecoinvent 3.4 (Wernet et al., 2017) e metodo CML-IA (Pré Consultant, 2015). 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), come suggerito negli ILCD Handbook (EC, 2010 a,b), e per una maggiore confrontabilità con analisi da letteratura. Non è stata effettuata allocazione, in quanto i dati reperiti erano già riferiti alle quantità considerate nello studio. Al fine di comparare i risultati ottenuti con dati di letteratura su casi simili, l'impatto totale è stato diviso

per il quantitativo totale di macerie rimosse e movimentate, per ottenere 1 tonnellata di macerie media.

3. Risultati e discussioni

I dati primari sono stati elaborati a partire dai quantitativi consumati di materiali ed energia, relativi al totale di macerie rimosse e movimentate nell'arco di tempo t_0 - t_1 dai 29 Comuni della Provincia di Macerata. La Fig. 4 mostra i risultati ottenuti per le tre categorie di impatto selezionate (i.e. GWP100, AP e EP). Relativamente alla categoria GWP 100, il trasporto delle macerie dal sito di prelievo all'azienda è l'input che incide per il 78.7% sugli impatti totali, seguito dal consumo di energia elettrica all'interno dei capannoni (17%), diesel consumato per la movimentazione delle macerie nei capannoni (3.1%). Materiali monouso (i.e. tute e mascherine utilizzate dagli operatori), pallet di legno, finevita dei materiali monouso, acqua e film in PVC utilizzato per imballare i pallet, evidenziano contributi inferiori all'1% sull'impatto totale (i.e. 0.8%, 0.2%, 0.2%, 0.1%, 0.004% rispettivamente) (Fig. 4 A). Per quanto riguarda la categoria AP, anche in questo caso il trasporto dal sito all'azienda evidenzia il maggior contributo, con una percentuale del 71.8%, seguito dall'energia elettrica (19.0%) e il diesel (8.0%). Materiali monouso, pallet di legno, acqua, finevita dei materiali monouso e film in PVC, evidenziano contributi inferiori all'1% sull'impatto totale (i.e. 0.7%, 0.3%, 0.2%, 0.05%, 0.004% rispettivamente) (Fig. 4 B). Anche per EP il contributo maggiore agli impatti totali è evidenziato dal trasporto (68.6%), mentre l'energia elettrica incide per un 14.7%. In questo caso anche il contributo del pallet ha un'incidenza significativa del 9.8%, seppur allocato ad un ipotetico numero di 20 utilizzi. Questo è principalmente legato ai prodotti utilizzati per stabilizzare il legno e l'energia utilizzata per l'essiccazione. Il diesel e il fine vita dei materiali monouso incidono rispettivamente per il 4.4% e 2.0%. Materiali monouso, acqua e film in PVC, evidenziano contributi inferiori all'1% sull'impatto totale (i.e. 0.3%, 0.2%, 0.004% rispettivamente) (Fig. 4 C).

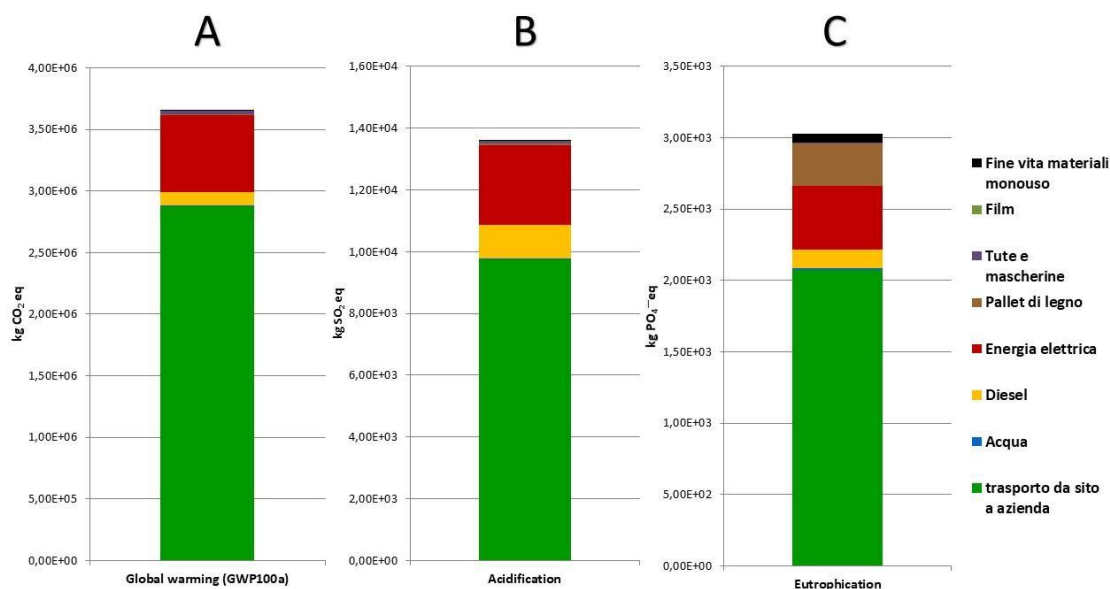


Figura 4: Risultati ottenuti per GWP (A), AP (B) e EP (C). UF=totale tonnellate di macerie movimentate nel periodo t_0 - t_1

Per tutte le tre categorie analizzate, quindi, il trasporto risulta essere l'input che incide maggiormente, seguita, in modo minore, dal consumo di energia elettrica e diesel utilizzati all'interno dei capannoni. Il contributo dei restanti input risulta trascurabile.

Poichè il contributo del trasporto è legato non solo alla quantità di macerie spostate dal punto di prelievo all'azienda, ma anche alla distanza percorsa dai mezzi, al fine di dettagliare maggiormente questo aspetto, è stato ritenuto opportuno riportare i contributi per ciascuno dei 29 siti analizzati, per il GWP (Fig. 5). Le stesse percentuali si ripetono anche per le categorie AP e EP. Il grafico evidenzia che lo spostamento di macerie dai siti di Castel Sant'Angelo sul Nera, Visso, Ussita, Pieve Torna, San Severino Marche e Sarnano contribuisce per l'80.8% dell'impatto del trasporto (rispettivamente 24.2%, 17.3%, 16.8%, 10.1%, 6.9% e 5.6% sul totale del trasporto).

Affinchè i risultati di questo studio preliminare possano essere fruibili per approfondimenti e considerati come punto di partenza, ovvero il "cradle" di un futuro studio che valuti l'intero ciclo di vita della ricostruzione degli edifici nelle zone terremotate, con approccio "from cradle to grave", l'impatto totale calcolato per ciascuna categoria analizzata è stato diviso per il numero totale di tonnellate di macerie rimosse nel periodo di riferimento, in modo da ottenere dei valori di riferimento per 1 tonnellata media di maceria rimossa e movimentata, utile anche per comparazioni con la letteratura, dove possibile. I risultati evidenziano impatti di 12.71 kgCO₂ eq, 0.05 kgSO₂ eq e 0.01 kgPO₄⁻⁻⁻ eq, rispettivamente per GWP, AP e EP.

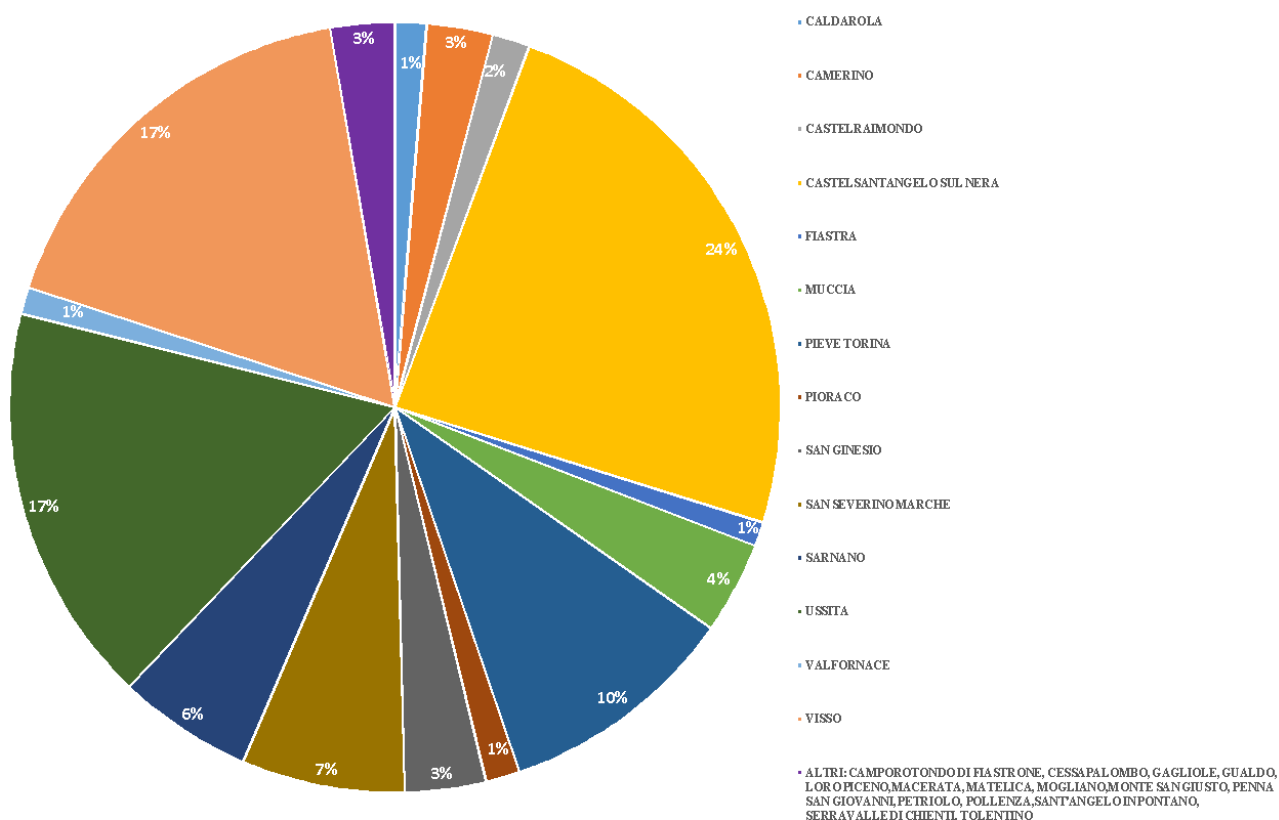


Figura 5: Composizione percentuale del contributo dei trasporti dai 29 differenti Comuni della Provincia di Macerata, riferito alla categoria di impatto GWP100

Sebbene in letteratura non esistano studi analoghi (i.e. riguardanti LCA sulla movimentazione di macerie causate da eventi catastrofici come i terremoti), ma solamente relativi alla gestione delle macerie da dismissione programmata di edifici, e i confini del sistema e le assunzioni siano molto diverse, è stato effettuato un confronto con l'analisi che potesse avvicinarsi il più possibile al presente caso. Simion et al. 2013, infatti, analizzano la differenza di impatti ambientali (i.e. calcolati con metodo EDIP) generati dal processamento

di inerti da estrazione da cava e inerti da demolizione di edifici, per ottenere un aggregato 0/30mm.

Sono stati estrapolati da questo articolo le fasi che più si avvicinano al caso studio analizzato, come la movimentazione del materiale da cava (i.e. per l'inerte di origine naturale) e il trasporto al punto di raccolta e la movimentazione meccanica in azienda (i.e. per l'inerte da demolizione programmata di edifici). Il confronto evidenzia impatti (i.e. GWP100) inferiori per la movimentazione di 1 tonnellata media di maceria da prelievo dai 29 Comuni della Provincia di Macerata, rispetto a inerti da cava o da demolizione programmata, rispettivamente del 85.0% e 5.1%. Il caso della movimentazione inerti da demolizione programmata risulta molto simile al caso studio analizzato. In particolare, il trasporto "medio" delle macerie ha impatti maggiori, mentre la movimentazione all'interno dell'azienda evidenzia impatti dimezzati rispetto ai risultati di letteratura.

Questo aspetto riesce a mettere in luce le best practices che già l'azienda sta attuando. Infatti Cosmari srl è fornita di un impianto fotovoltaico per produrre energia elettrica che è riutilizzata internamente. Questa buona pratica, infatti, riesce a evitare il 2% di emissioni per tutte le tre categorie d'impatto analizzate.

4. Conclusioni

Il presente studio ha riguardato l'analisi del ciclo di vita della movimentazione delle macerie generate dagli eventi sismici che hanno colpito l'Italia centrale durante il 2016.

L'obiettivo dell'analisi è stato la ricostruzione dei flussi di materiali ed energia legati al trasporto delle macerie dal sito di prelievo, nei 29 Comuni della Provincia di Macerata, all'azienda Cosmari srl, e alla gestione dei capannoni specificatamente dedicati alla movimentazione macerie all'interno dell'azienda, per evidenziare i potenziali impatti ambientali, le criticità e le buone pratiche. Il flusso analizzato ha riguardato il totale di macerie rimosse e movimentate dall'inizio dei lavori a marzo 2019.

Proiettati in un'ottica di una futura ricostruzione a basso impatto ambientale, si è ritenuto opportuno effettuare un primo screening di monitoraggio a partire dalle prime fasi di pianificazione.

La valutazione ha riguardato le categorie di impatto GWP, AP e EP. Per tutte le categorie analizzate, l'input che incide maggiormente è il trasporto delle macerie dal punto di prelievo all'azienda, seguite da energia elettrica e diesel utilizzati all'interno dei capannoni. Non essendo presente in letteratura analisi sulla movimentazione di macerie da eventi catastrofici, i risultati sono stati confrontati con studi riguardanti la movimentazione di detriti da demolizione programmata di edifici. Tenendo presente le diverse assunzioni, metodi di calcolo e confini del sistema, i valori ottenuti in questo studio risultano essere confrontabili e inferiori di un 5% (per il GWP) rispetto a quanto evidenziato dalla letteratura. Questo vantaggio potrebbe essere correlato ad una buona pratica che l'azienda sta già attuando per ciò che riguarda l'approvvigionamento energetico. Infatti, parte dell'elettricità consumata è autoprodotta da pannelli fotovoltaici installati in azienda. Questo accorgimento permette di risparmiare il 2% di emissioni (i.e. sull'impatto totale per la categoria GWP). Un ulteriore ampliamento del sistema fotovoltaico potrebbe rendere autosufficienti i capannoni installati per la movimentazione delle macerie.

Trattandosi di uno studio preliminare che include solo la prima fase di una filiera ancora in evoluzione, il prossimo step riguarderà l'inclusione della raccolta delle macerie prima del trasporto a Cosmari, l'approfondimento dell'aspetto qualitativo delle macerie sottoposte a cernita e loro destino, oltre alla valutazione dei processi che riguarderanno la seconda vita degli inerti e tutti quei materiali catalogati per la ricostruzione delle città colpite dal sisma del 2016.

5. Bibliografia

- Bergsdal H., Bohne R. A., Brattebo H., 2007, Projection of Construction and Demolition Waste in Norway, *Journal of Industrial Ecology*, Volume 11, Number 3, pp.27-39.
- Blengini G. A., 2009, Life cycle of buildings, demolition and recycling potential: A case study in Turin, Italy, *Building and Environment*, 44, pp. 319–330.
- Bovea M.D., Powell J.C., 2016, Developments in life cycle assessment applied to evaluate the environmental performance of construction and demolition wastes, *Waste Management*, 50, pp. 151–172.
- Butera S., Christensen T. H., Astrup T. F., 2015, Life cycle assessment of construction and demolition waste management, *Waste Management*, 44, pp. 196–205.
- Cherubini F., Bargigli S., Ulgiati S., 2009, Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration, *Energy*, 34, pp. 2116–2123.
- Coelho A., de Brito J., 2012, Influence of construction and demolition waste management on the environmental impact of buildings, *Waste Management*, 32, pp. 532–541.
- Cosmari 2019. <https://sisma2016osservatoriomarche.it/>. Accessed 14/03/2019
- Creazza A., Dallari F., 2007, La gestione dei pallet nei moderni sistemi distributivi, *Liuc Papers* n. 203, Serie Tecnologia 11.
- D.L., Decreto Legge n. 189 del 17/10/2016 convertito in legge n. 229 del 15 Dicembre 2016. Allegati 1 e 2, *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana*
- DSAS, Decreto del Soggetto Attuatore Sisma, 2016, n. 1639 del 17 Ottobre 2018
- European Commission, EC, 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.
- European Commission, EC, 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.
- IPCC, 2013. Fifth Assessment Report. The Physical Science Basis.
- ISO 14040, 2006, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework, International Organization of Standardization.
- ISO 14044, 2006, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines, International Organization of Standardization.
- Pré Consultants, 2014. SimaPro 8. www.pre.nl/simapro/default. Accessed March 2019
- Pré Consultants, 2015, SimaPro Database Manual
- Sára B., Antonini E., Tarantini M., 2000, Application of Life Cycle Assessment (LCA) methodology for selective demolition and reuse-recycling of building materials and products, *Proceedings Volume 4193, Environmentally Conscious Manufacturing*.
- Simion M., Fortuna M. E., Bonoli A., Gavrilescu M., 2013. Comparing environmental impacts of natural inert and recycled construction and demolition waste processing using LCA. *J. Environ. Eng and Land Manag*, 21, 4, 273-287.
- Vitale P., Arena N., Di Gregorio F., Arena U., 2017, Life cycle assessment of the end-of-life phase of a residential building, in *“Waste Management”*, 60, pp. 311–321.
- “112Emergencies” (n. 6, lug-ago 2012, pag. 8)

Variazione del quadro di incentivazione delle fonti elettriche rinnovabili: analisi consequenziale della produzione di elettricità da impianti di biogas

Daniela Lovarelli¹, Giacomo Falcone², Jacopo Bacenetti³

¹ Dipartimento di Scienze Agrarie e Ambientali, Università degli Studi di Milano,
Via Giovanni Celoria 2, Milano 20133.

² Dipartimento di Agraria, Università Mediterranea di Reggio Calabria,
Località Feo di Vito, Reggio Calabria, 89122.

³ Dipartimento di Scienze e Politiche Ambientali, Università degli Studi di Milano,
Via Giovanni Celoria 2, Milano 20133.
Email: jacopo.bacenetti@unimi.it

Abstract

Per stimolare la produzione energetica da fonti rinnovabili nell'Unione Europea sono stati sviluppati piani di incentivazione che hanno spinto gli imprenditori del settore ad aumentare al massimo la produttività degli impianti. La Digestione Anaerobica è uno dei sistemi più utilizzati per la valorizzazione delle biomasse e, per ottenere rese più elevate, è pratica comune l'uso di colture dedicate. Tale pratica risulta conveniente fintanto che sono attivi i piani di incentivazione. Cosa accadrebbe, quindi, se tali incentivi cessassero? Attraverso l'applicazione dell'approccio consequenziale dell'analisi del ciclo di vita sono stati valutati gli effetti ambientali connessi a tale ipotetico cambiamento. I risultati hanno evidenziato che la sostituzione delle colture dedicate con una quota aggiuntiva di reflui zootecnici implica un potenziale miglioramento rispetto alla tecnologia attualmente diffusa sul territorio nazionale. I risultati possono rappresentare uno strumento di supporto alle decisioni per una produzione energetica più sostenibile.

1. Introduzione

La produzione di energia da fonti rinnovabili rappresenta uno dei settori che ha registrato i più elevati trend di crescita negli ultimi anni, superando positivamente anche la crisi economica del 2008. Tale andamento è stato favorito dalla crescente consapevolezza inerente alle problematiche ambientali, che ha spinto i decisori pubblici di tutto il mondo ad attuare politiche ambientali con obiettivi di breve, medio e lungo periodo. Tra queste rientrano le misure tese alla riduzione dei consumi di energia da fonti non rinnovabili, attuate grazie a meccanismi di incentivazione che hanno attirato numerosi investimenti nel settore delle energie rinnovabili. L'Europa ha visto una forte crescita di impianti di generazione di energia da fonti rinnovabili e in questo contesto anche in Italia si è registrata una forte spinta verso gli investimenti nel settore delle energie "pulite". Analizzando i dati pubblicati dal Gestore del Servizio Energetico (GSE) relativi alla produzione netta di elettricità dal 2008 al 2017, emerge che la produzione di energie rinnovabili è passata da 56,9 TWh a 101 TWh (+177,5%) rappresentando una quota del mix energetico nazionale rispettivamente del 16,7% e del 31,5%. In particolare, i settori che maggiormente sono cresciuti nel decennio considerato sono il solare, l'eolico e quello della produzione da biogas (GSE, 2018). Tuttavia, mentre l'eolico ha mostrato una crescita progressiva e continua, solare e biogas hanno avuto una crescita molto repentina dal 2008 al 2013 per poi assestarsi a valori pressoché costanti. La produzione di biogas riveste un ruolo chiave non solo relativamente al comparto energetico ma anche a quello agricolo, consentendo la valorizzazione economica di prodotti di scarto che rappresenterebbero altrimenti un costo per le aziende, avvicinando sempre di più i modelli produttivi agricoli a modelli di economia circolare.

Nel 2016, la Germania, primo produttore al mondo di elettricità da biogas (29,4 TWh), aveva circa 4,2 TW di potenza elettrica installata. Il nostro paese è il terzo produttore mondiale di elettricità da biogas ma, come accennato, tale filiera energetica ha subito un rallentamento, principalmente a seguito della revisione degli incentivi (Bacenetti et al., 2016). Infatti, negli ultimi anni sono state apportate modifiche al quadro di incentivazione (DM 6 luglio 2012; DM 23 giugno 2016) per la produzione di energia da biogas, ponendo dei vincoli sul tipo di

biomasse da utilizzare nel processo di Digestione Anaerobica (DA) e volte a “stimolare migliori prestazioni ambientali degli impianti alimentati a biomasse e biogas”.

La necessità di rivedere i criteri di incentivazione della produzione di energie rinnovabili nasce dall'insorgenza di alcune criticità, tra cui ad esempio la trasformazione dell'uso del suolo in favore di impianti di produzione energetica. Per la filiera del biogas questo fenomeno si è manifestato con la messa in produzione di colture dedicate alla produzione energetica. In Europa, circa il 50–55% delle biomasse utilizzate per la DA deriva da colture energetiche (insilati di mais in primis) nonostante le crescenti obiezioni sull'uso per finalità energetiche di una biomassa utilizzabile anche nella filiera zootecnica. Nel 2012, in Germania, 2,5 milioni di ettari sono stati utilizzati per colture energetiche tra cui il mais che grazie alle alte rese è la biomassa più utilizzata ed impiegata nel 90% degli impianti agricoli di DA (Falcone et al., 2018).

In tale contesto, un ulteriore cambiamento dei meccanismi di incentivazione che escluda dall'elenco delle biomasse consentite le colture dedicate, ed in particolare gli insilati di cereali, potrebbe avere importanti ripercussioni in termini ambientali. Perciò è necessaria un'analisi di quelle che potrebbero essere le conseguenze di tale cambiamento. Obiettivo del presente studio è quello di valutare gli effetti dell'eliminazione degli incentivi per l'elettricità prodotta da biogas con colture dedicate utilizzando l'approccio consequenziale (Ekvall e Weidema, 2004) dell'analisi del ciclo di vita (Consequential Life Cycle Assessment o cLCA), funzionale ad individuare eventuali criticità da valutare per i prossimi schemi di incentivazione.

2. Materiali e metodi

2.1 Inquadramento metodologico generale

A differenza dell'attributional LCA (aLCA), che segue un approccio propriamente descrittivo del ciclo di vita, la cLCA ha l'obiettivo di valutare gli effetti che può causare un cambiamento nella tecnologia utilizzata durante il ciclo di vita in termini di flussi fisici e impatti ambientali (Zamagni et al., 2012). Le nuove tecnologie causeranno delle variazioni nella domanda all'interno dei mercati interessati (Rehl et al., 2012), pertanto lo scopo della cLCA sarà di valutare gli effetti di tali cambiamenti, a differenza dell'aLCA che si basa sul presupposto che lo stato tecnologico che interessa i processi in esame sia “statico” e quindi considera dati “medi” (Marvuglia et al., 2013). Conseguentemente, la modellazione del ciclo di vita sarà basata su scenari ipotetici derivanti dalle dinamiche dei mercati che sono influenzate dalla nuova tecnologia, come ad esempio differenti comportamenti dei consumatori, diverse disponibilità di materie prime, azioni politiche ecc. (Sandén e Karlström, 2007). Il ciclo di vita che scaturirà dalla modellazione non rifletterà un ciclo di vita reale ma un'ipotesi di come tale ciclo di vita potrebbe essere a seguito dei cambiamenti negli assetti dei mercati. Un elemento chiave della modellazione sarà dato dalla definizione di tutti i possibili cambiamenti che potrebbero interessare il ciclo di vita a seguito dell'introduzione della nuova tecnologia. A tal proposito possono essere identificati tre diversi approcci per la modellazione dell'inventario: il primo, di tipo semplificato, basato su una serie di assunzioni relative alle dinamiche di mercato; il secondo, basato su modelli di equilibrio parziale di mercato, che valuta i cambiamenti introdotti dalla nuova tecnologia limitatamente a un settore; il terzo, basato su modelli di equilibrio generale di mercato, che valuta i cambiamenti in tutti i possibili mercati di una determinata economia (Igós et al., 2015).

Nel caso oggetto di studio, la modifica del quadro di incentivazione influenza non solo la filiera di generazione dell'elettricità da biogas in Italia ma anche quella di generazione da fonti fossili, quella di gestione dei reflui e, conseguentemente, la gestione della

fertilizzazione organica e minerale delle coltivazioni. Per quanto a conoscenza degli autori, questo lavoro è il primo che cerca di affrontare le questioni ambientali legate al cambiamento del quadro dei sussidi per la produzione di biogas in Italia.

2.2 Caso studio

Nel presente studio, sono stati analizzati gli effetti sul mercato delle energie rinnovabili dati da una possibile modifica del quadro di incentivazione per la produzione di energia elettrica da digestione anaerobica (DA). Sono stati valutati anche gli effetti che potrebbe causare questo cambiamento in termini di modifica del mix energetico nazionale, di differente gestione dei liquami e le conseguenti variazioni nelle tecniche di fertilizzazione organica e chimica.

Nel rapporto del GSE sull'andamento delle energie rinnovabili al 2020 (GSE, 2016) si è ipotizzato che l'eliminazione degli incentivi per la produzione di bioenergia provocherà la chiusura degli impianti alimentati con matrici dedicate, in quanto i costi supereranno i ricavi. Sulla base di questa ipotesi, e considerando la DA come la tecnologia più diffusa per produrre elettricità da biomasse, sono stati modellati tre differenti scenari (Figura 1):

- R: lo scenario di “Riferimento” è rappresentato dalla tecnologia attuale in cui circa 1800 impianti di DA alimentati con materie prime agricole generano 8,2 TWh di energia elettrica all'anno (GSE, 2015). Tale scenario può essere identificato come “tecnologia marginale”, ossia quella tecnologia che, tra tutte quelle che contribuiscono alla produzione totale di un prodotto, risulta influenzata da cambiamenti che causano effetti marginali nel mercato;
- ND: lo scenario “No colture Dedicare” prevede l'eliminazione degli insilati e delle altre colture dedicate e questa viene compensata dall'incremento dei volumi di reflui animali utilizzati. Nello specifico, nella modellazione dello scenario è stato considerato che il volume liberato all'interno dei digestori dal mancato impiego degli insilati sia utilizzato da liquame bovino e suino in rapporto 1:1. La sostituzione delle colture dedicate comporta una riduzione della produzione di elettricità da biogas del 65%, compensata da un incremento dell'elettricità da fonte fossile (Tabella 1);
- CI: lo scenario “Chiusura Impianti” è quello in cui si è ipotizzato che la modifica del quadro di incentivazione comporti una totale interruzione dell'operatività degli impianti, con conseguente sostituzione dell'elettricità prodotta dagli impianti agricoli di DA con energia da fonte fossile.

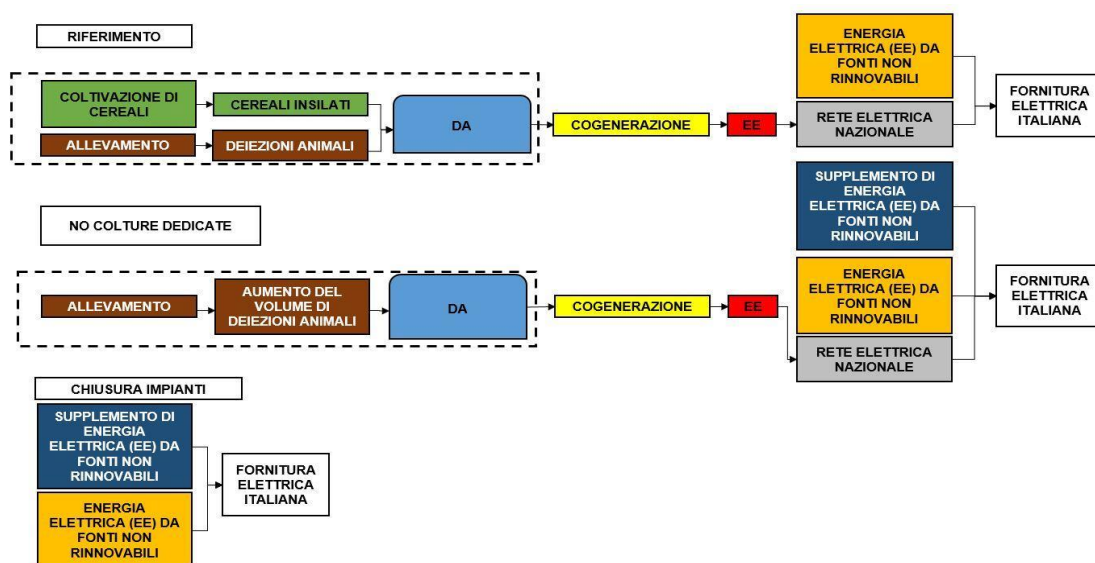


Figura 1: Scenari modellizzati nello studio

Tabella 1: Contributo delle diverse matrici negli scenari R e ND in termini di massa in ingresso al digestore ed elettricità prodotta

Matrice	Ripartizione Massa		Ripartizione Elettricità prodotta	
	R	ND	R	ND
Insilato mais	30%	0%	62%	0%
Altri insilati	10%	0%	16%	0%
Liquame suino	25%	46%	3%	20%
Liquame bovino	25%	46%	8%	47%
Altre matrici	10%	8%	11%	33%

Relativamente allo scenario ND si è assunto che la maggior quantità di reflui zootecnici da utilizzare in sostituzione alle matrici da colture dedicate comporterà la necessità di reperire le matrici anche a distanze maggiori rispetto a quelle attuali. A tal proposito si è considerata una distanza media di 5 km. La digestione dei reflui comporterà, inoltre una maggiore disponibilità di azoto minerale nel digestato e ciò consentirà alle aziende agricole che lo utilizzano per la fertilizzazione di ridurre la quota di fertilizzanti chimici da integrare per il soddisfacimento delle esigenze nutrizionali delle colture.

La digestione dei reflui comporta un secondo beneficio di tipo ambientale, legato all'eliminazione delle emissioni di metano, ammoniaca e protossido d'azoto normalmente generate dallo stoccaggio convenzionale dei reflui zootecnici.

Negli scenari R e ND dove è presente il processo di cogenerazione (CHP), coerentemente con quanto si verifica sul territorio nazionale, si è ipotizzato che l'energia termica prodotta venga utilizzata solo per il soddisfacimento dei fabbisogni interni (termostatazione dei digestori) e il surplus dissipato. Nel caso degli scenari ND e CI la quota mancante di elettricità da fonti rinnovabili è stata sostituita da energia elettrica prodotta secondo il mix elettrico attuale, modificato in funzione della riduzione della quota da biogas.

Per le analisi relative agli scenari appena descritti l'unità funzionale scelta è 1 kWh di energia elettrica fornita alla rete elettrica nazionale. Per la fase di Impact Assessment è stato applicato il metodo di valutazione degli impatti ILCD.

La modellizzazione del cambiamento d'uso del suolo (LUC) è stata effettuata attraverso un approccio semplificato (Schmidt, 2008), basato sull'andamento storico delle superfici coltivate a mais dal 1961 al 2013 (FAOSTAT, 2018a e 2018b) e su scenari futuri relativi alle superfici investite a mais, così come alla produzione di bioenergie (FAPRI, 2006). L'analisi delle serie storiche ha mostrato come dal 1961 al 2013 l'uso di biomasse per la DA non abbia comportato variazioni nelle superfici investite a mais né nell'importazione di granella, grazie all'incremento nelle rese che ha soddisfatto i fabbisogni degli impianti di cogenerazione. Anche analizzando gli outlook relativi all'andamento delle superfici a mais in Europa e alla produzione di bioenergie, si nota come il continuo aumento di produzione di energia rinnovabile da biomassa non comporti variazioni di superficie ma solamente intensificazione delle rese.

3. Risultati

I primi risultati che scaturiscono dalla modellizzazione degli scenari futuri riguardano la sostituzione della quota di energia prodotta da biomasse dedicate. Relativamente allo scenario ND, il maggior impiego dei reflui comporta un duplice beneficio ambientale (il primo legato alle emissioni evitate dallo stoccaggio tradizionale, il secondo alla maggior quantità di fertilizzanti sostituiti), mentre in quello CI la sostituzione comporta un maggiore impiego di energie non rinnovabili nonché la mancata utilizzazione dei reflui zootecnici, con tutti gli svantaggi legati al loro stoccaggio convenzionale.

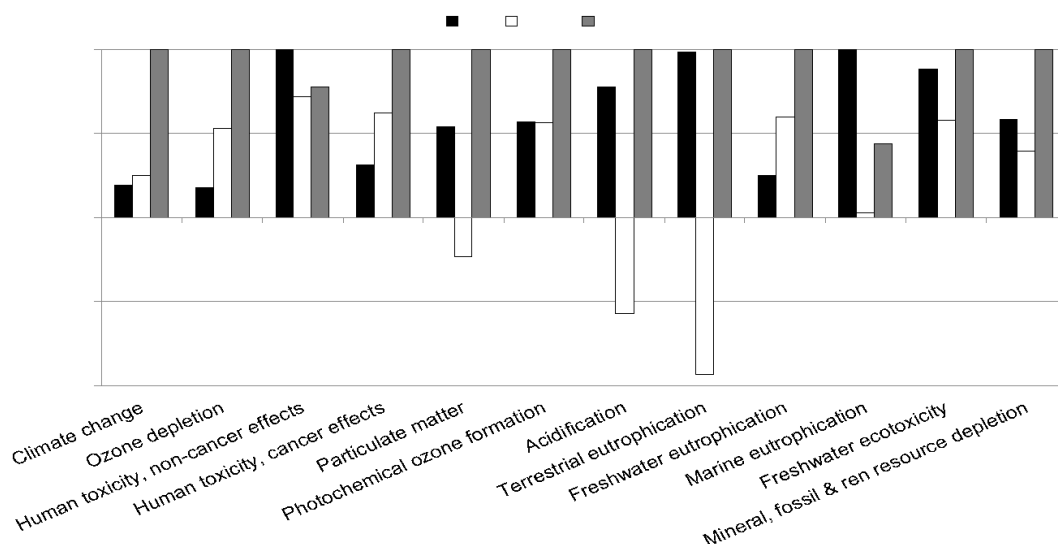


Figura 2: Confronto tra scenari

La Figura 2 mostra il confronto relativo dei tre scenari per le 12 categorie di impatto ambientale selezionate. Lo scenario CI risulta essere più impattante in tutte le categorie ad eccezione di “Human toxicity, non-cancer effects” e “Marine eutrophication”, dove lo scenario R ha carichi superiori rispettivamente del 25% e del 50% a causa della produzione di matrici dedicate ed in particolare alla loro fertilizzazione.

Nello scenario ND vi sono benefici in tutte le categorie d’impatto che sono legati all’eliminazione dello stoccaggio dei reflui in favore della loro utilizzazione energetica e della successiva utilizzazione del digestato come fertilizzante (Figura 3). Grazie a questo effetto di mitigazione, i benefici per le categorie di “Particulate matter”, “Acidification” e “Terrestrial eutrophication” sono superiori agli impatti, il che spiega il valore inferiore a zero in Figura 2.

Al contrario, nello scenario CI, la sostituzione della quota di energia da biogas con elettricità da fonti non rinnovabili non genera alcun effetto positivo. In generale, per i due scenari alternativi, la sostituzione della quota di energia generata grazie all’impiego di colture dedicate con energia da fonti non rinnovabili è la causa principale degli effetti negativi sull’ambiente.

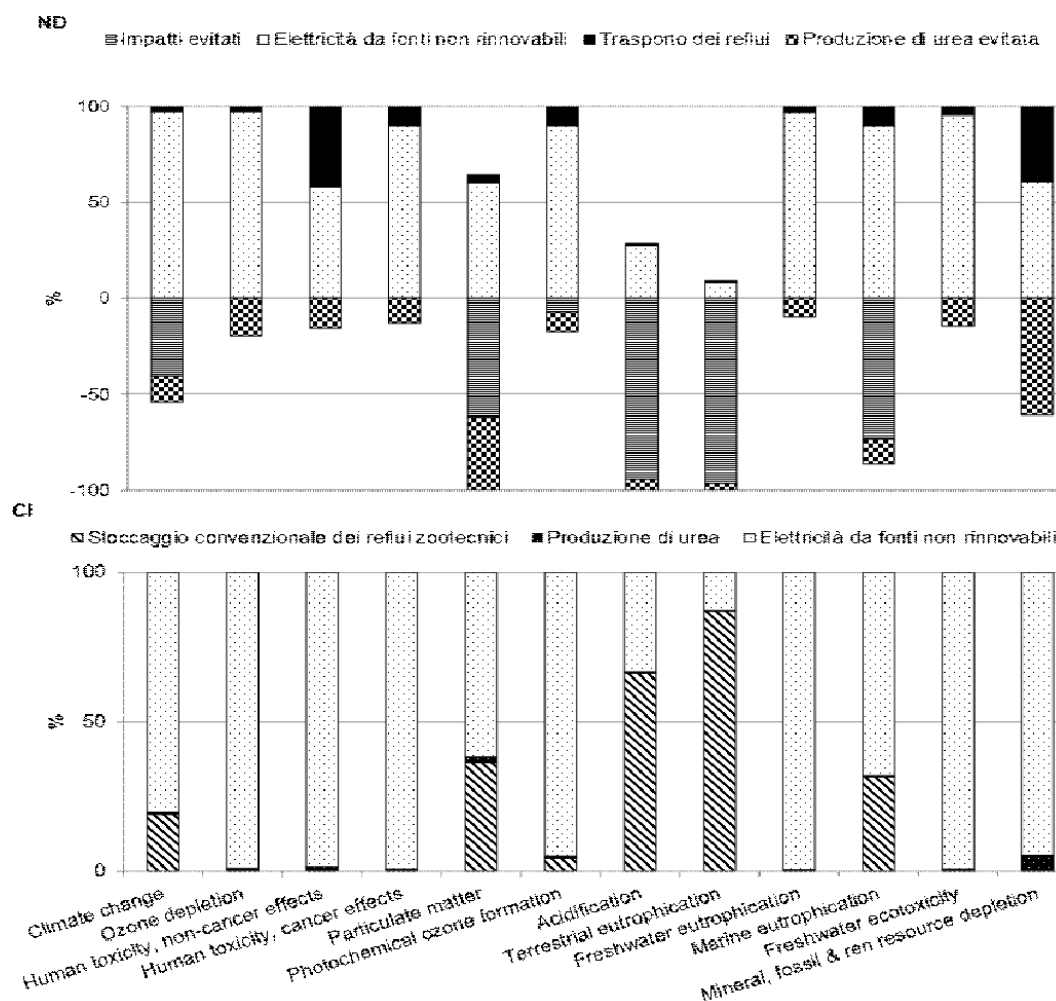


Figura 3: Analisi degli hot-spots dei due scenari alternativi

4. Conclusioni

In Italia, la digestione anaerobica da prodotti e sottoprodotti agricoli è stata fortemente incoraggiata attraverso la corresponsione di incentivi alla produzione, un'iniziativa che mirava a raggiungere gli ambiziosi obiettivi dell'Unione Europea per aumentare la quota di energia elettrica prodotta da fonti rinnovabili.

Se le politiche di incentivazione hanno avuto effetti molto positivi nello stimolare la crescita di impianti di produzione di energia rinnovabile, dal punto di vista ambientale occorre avviare un nuovo percorso di sviluppo del settore, basato non solo sulla riduzione dell'uso di combustibili fossili e sulla riduzione dell'effetto serra, ma su un sistema di incentivazione derivato da una visione più ampia delle problematiche ambientali.

I risultati di questo studio dimostrano che il quadro di sovvenzioni adottato fino al 2013, che considerava la dimensione dell'impianto (potenza > 1 MW di elettricità) come vincolo unico per l'ottenimento della tariffa onnicomprensiva, era coerente con l'obiettivo di ridurre le emissioni di gas climalteranti. Tuttavia, i risultati dimostrano come al vantaggio in termini di emissioni di gas climalteranti, ottenuto con lo scenario R, corrisponde un impatto maggiore in termini di Human toxicity, non-cancer effects, Particulate Matter, Acidification, Marine, Terrestrial e Freshwater eutrophications, rispetto alle soluzioni alternative (scenario ND). Lo scenario CI risulta essere il peggiore su tutte le categorie di impatto analizzate ad eccezione di Human toxicity, non-cancer effects e Marine eutrophication.

La revisione del quadro dei sussidi, entrata in vigore nel 2013, ha introdotto una modularità dei sussidi in funzione della quota di sottoprodotti utilizzati e si sta muovendo nella giusta direzione anche dal punto di vista ambientale. I risultati di questo studio e la metodologia applicata possono essere un valido supporto per i decisori pubblici nello sviluppare politiche di incentivazione delle energie rinnovabili.

5. Bibliografia

Bacenetti, J, Sala, C, Fusi, A, Fiala, M, 2016. Agricultural anaerobic digestion plants: What LCA studies pointed out and what can be done to make them more environmentally sustainable? *Applied Energy*, 179, 669-686. DOI:10.1016/j.apenergy.2016.07.029.

Decreto Ministeriale del 23 giugno 2016. Incentivazione dell'energia elettrica prodotta da fonti rinnovabili diverse dal fotovoltaico. *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, Serie Generale n.150, 8-46

Decreto Ministeriale del 6 luglio 2012. Attuazione dell'art. 24 del decreto legislativo 3 marzo 2011, n. 28, recante incentivazione della produzione di energia elettrica da impianti a fonti rinnovabili diversi dai fotovoltaici. *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, Serie Generale n.159, Supplemento Ordinario n. 143, 38-102

Ekvall, T, Weidema, B, 2004. System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 9, 161-171.

Falcone, G, Lovarelli, D, Bacenetti, J, 2018. Electricity Generation from Anaerobic Digestion in Italy: Environmental Consequences Related to the Changing of Economic Subsidies. *Chemical Engineering Transactions*, 67, 475-480

FAOSTAT, 2018a. Crop Production <www.fao.org/faostat/en/#data/QC> accessed 12.03.2019.

FAOSTAT, 2018b. Crops and livestock products trade <www.fao.org/faostat/en/#data/TP> accessed 12.03.2019.

FAPRI, 2006. US and world agricultural outlook. Food and Agriculture Research Institute, Iowa

GSE - Gestore dei Servizi Energetici, 2015. Rapporto statistico sulle energie da fonti rinnovabili in Italia. www.gse.it/documenti_site/Documenti%20GSE/Rapporti%20statistici/Rapporto%20statistico%20GSE%20202015.pdf> accessed 12.03.2018.

GSE - Gestore dei Servizi Energetici, 2016. Energie rinnovabili al 2020 - Scenari tendenziali. <www.gse.it/documenti_site/Documenti%20GSE/Studi%20e%20scenari/Energie%20rinnovabili_scenari%20al%202020.pdf> accessed 12.03.2018.

GSE, 2018. Bilancio elettrico Italiano (anni 2008-2018). GSE – Gestore Servizi Energetici SPA. <https://www.gse.it/dati-e-scenari/statistiche> accessed on 13/03/2019

Igos, E, Rugani, B, Rege, S, Benetto, E, Drouet, L, Zachary, D.Z, 2015. Combination of equilibrium models and hybrid life cycle-input-output analysis to predict the environmental impacts of energy policy scenarios. *Applied Energy*, 145, 234-245

Marvuglia, A, Benetto, E, Rege, S, Jury, C, 2013. Modelling approaches for consequential life-cycle assessment (C-LCA) of bioenergy: Critical review and proposed framework for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 25, 768-781. DOI: 10.1016/j.rser.2013.04.031.

Rehl, T, Lansche, J, Müller, J, 2012. Life cycle assessment of energy generation from biogas - Attributional vs.consequential approach. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16, 3766-3775. DOI:10.1016/j.rser.2012.02.072

Sandén, B.A, Karlström, M, 2007. Positive and negative feedback in consequential life-cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 15, 1469-1481. DOI: 10.1016/j.jclepro.2006.03.005

Schmidt, J, 2008. System delimitation in agricultural consequential LCA-outline of methodology and illustrative case study of wheat in Denmark. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(4), 350-64.

Zamagni, A, Guinée, J, Heijungs, R, Masoni, P, Raggi, A, 2012. Lights and shadows in consequential LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17, 904–918. DOI: 10.1007/s11367-012-0423-x

Confronto tra le PEFCR e il metodo SALCA nella LCA della pasta

Bruno Notarnicola¹, Giuseppe Tassielli ¹, Pietro A. Renzulli¹, Serena Masini¹, Assumpció Antón², Gianluca Palladino³

¹Dipartimento Jonico in sistemi giuridici ed economici del Mediterraneo: società, ambiente e cultura -
Università degli studi di Bari, Aldo Moro –

²IRTA, Torre Marimon, 08140. Caldes de Montbui (Barcelona), Spain

³Granoro srl, Corato, Bari, Italia

Abstract

Il presente lavoro ha l'obiettivo di sviluppare uno studio di Life Cycle Assessment (LCA) di una tipologia di pasta dal nome "Dedicato", prodotta dal pastificio "Granoro". In particolare, sono stati determinati due diversi profili ambientali, secondo due diverse metodologie: il primo profilo, basato sulla metodologia PEF e sulle relative PCR specifiche del settore; il secondo basato sul metodo Swiss Agricultural Life Cycle Assessment (SALCA) adattato alle condizioni locali della regione Puglia. Analizzando le differenze tra i risultati, emergono marginali differenze nei valori dell'eutrofizzazione marina, nell'acidificazione, nel particolato e nel cambiamento climatico, dovute alla diversa modellizzazione dei flussi secondo le due metodologie. Pertanto, sebbene le PEFCR semplifichino le scelte metodologiche, non vi sono rilevanti differenze nei risultati, i quali risultano essere coerenti con quelli derivanti da metodologie più complesse e dettagliate.

1. Introduzione

Il presente lavoro fa parte del progetto di ricerca finanziato dal MIUR nell'ambito del PON RI 2014-2020, con riferimento all'Azione I.1 "Dottorati innovativi con caratterizzazione industriale", con l'obiettivo di sviluppare un database di Life Cycle Inventory utile per gli studi di Life Cycle Assessment (LCA) sulla filiera della pasta. Lo studio si inserisce all'interno di un più ampio progetto di filiera, il progetto "Dedicato", certificato ISO 22005:08 da DNV, di cui è capo filiera il pastificio Granoro (Granoro, 2019).

L'alimento pasta è stato oggetto di molti studi di LCA (Notarnicola et al., 2008) ed uno degli approcci più recenti sviluppato per valutare il suo profilo ambientale, considerando il suo ciclo di vita, è la PEF (Product Environmental Footprint) affiancata da regole specifiche per categorie di prodotto (Product Environmental Footprint Category Rules, PEFCR) che definiscono nel dettaglio gli aspetti metodologici da seguire per uno specifico prodotto/processo. Le PEFCR della pasta, oltre a disciplinare i suddetti aspetti metodologici, mettono in evidenza alcuni limiti riscontrabili nella valutazione dell'impronta ambientale. Tra i limiti enunciati dalla PEF vi è quello della mancanza di informazioni dettagliate in merito alla produzione del grano e della semola in quanto i pastifici, molto spesso, non hanno il controllo o un'influenza sulle materie prime tale da avere sufficientemente accesso ai dati primari.

Poiché il suddetto progetto di ricerca riguarda, invece, una filiera ben identificata e normata da un "disciplinare di produzione tecnico" volto a garantire la rintracciabilità della Pasta di semola a marchio "Dedicato" a partire dalla coltivazione del grano duro pugliese, è possibile avere accesso ai dati primari (Notarnicola et al., 2018a, Notarnicola et al., 2018 b).

L'obiettivo del presente lavoro è quello di usufruire di questi dati primari insieme ad una serie di informazioni sulle condizioni pedo-climatiche in cui la coltura del grano è avvenuta, al fine di comparare, per la pasta "Dedicato", un profilo ambientale calcolato con la metodologia PEF con un profilo ottenuto dall'applicazione del modello SALCA [Swiss Life

Life Cycle Assessment] adattato alle condizioni locali della Regione Puglia, secondo l'approccio di Nemecek et al. (2010).

2. Metodo e materiale

Lo studio è stato condotto secondo i requisiti delle norme ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006a, b). L'unità funzionale scelta per il presente studio di comparazione è 1 kg di pasta secca pronta per essere cucinata a casa o al ristorante. I confini del sistema e il diagramma di flusso, mostrati in Figura 1, coprono tutti i flussi di input e output di tutte le fasi della produzione degli ingredienti (la coltivazione del grano e la produzione di semola) e la produzione di pasta. Le fasi escluse da questo studio sono il confezionamento, la distribuzione e la cottura della pasta. Per quanto riguarda la fase di produzione degli ingredienti, sono state considerate tutte le pratiche agricole e gli input operativi utilizzati dagli agricoltori.

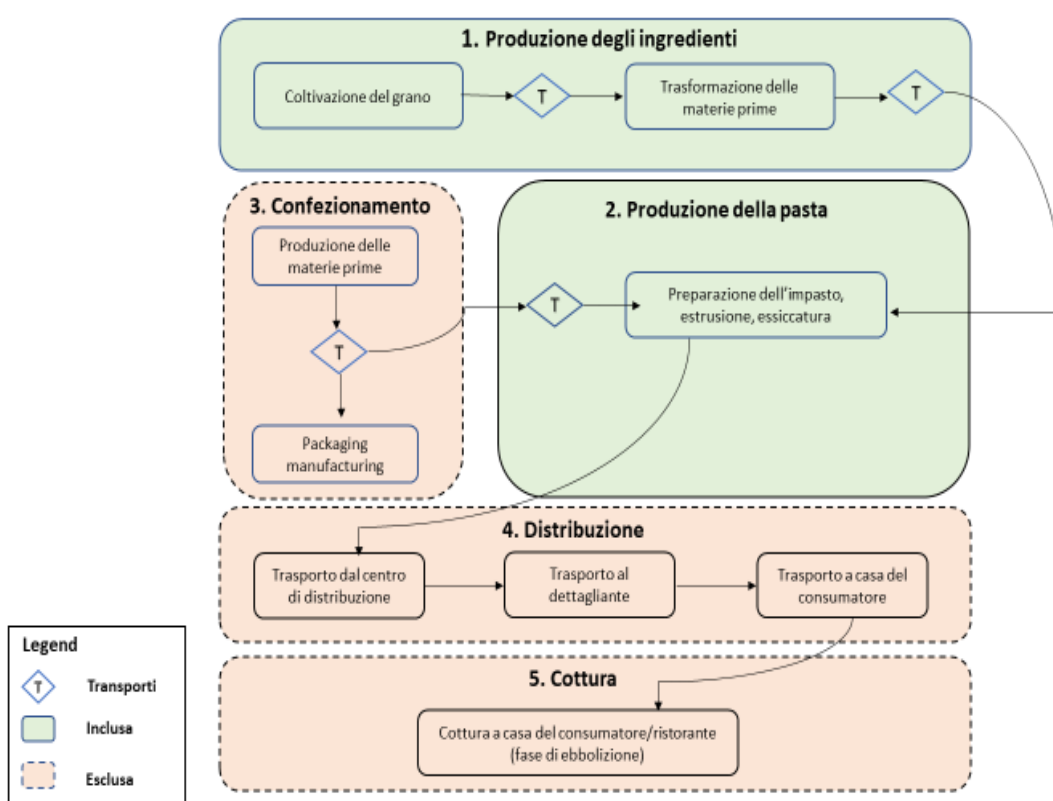


Figura 1: Diagramma di flusso

Il sistema agroindustriale considerato nel presente studio considera i campi di grano coltivati nella regione pugliese nella provincia di Foggia, per un totale di 1.162,45 ettari. In questa regione, la coltivazione del grano viene eseguita principalmente a rotazione con legumi. I dati e le informazioni riguardanti gli input delle risorse sono stati raccolti da 61 produttori di grano, analizzando i loro quaderni di campagna previsti dall'accordo di filiera e attraverso interviste dirette. Tutti i dati primari sono riferiti al raccolto 2015/2016 che ammonta a 5.499 t, con una resa media di 4,73 t/ha. Del grano totale conferito al mulino De Vita, partner del progetto "Dedicato", per la successiva trasformazione in semola, è stato utilizzato solo il 25% (1.406 t di grano). La semola prodotta, che ammonta a 976,78 t, è stata successivamente trasportata presso l'impianto produttivo della Granoro, per essere trasformata in pasta Dedicato, la cui produzione ammonta a 921,68 t.

Al fine di generare i due profili ambientali oggetto della comparazione del presente studio, i suddetti dati agricoli sono stati inventariati secondo quanto prescritto nelle PEFCR della pasta (Profilo 1) e secondo quanto previsto nel suddetto approccio SALCA (Profilo 2). Invece, le fasi dei trasporti e quella industriale sono state inventariate, per entrambi i profili, secondo quanto prescritto nella PEFCR della pasta.

Nello specifico, per generare l'inventario del "Profilo 2", sono stati presi in considerazione numerosi aspetti legati al luogo e alle condizioni pedo-climatiche in cui la coltivazione del grano è avvenuta. In particolare, è stato fatto uno studio sulle condizioni del suolo per mezzo di analisi specifiche (database HARMONIZED WORD messo a disposizione dal FAO SOILS PORTAL); sono state analizzate le condizioni climatiche per mezzo del bollettino idrologico della Regione Puglia (precipitazioni totali, anno di riferimento 2016); è stato calcolato il bilancio dell'azoto nel terreno tenendo conto degli apporti di azoto (derivanti dalla mineralizzazione della sostanza organica, dalle precipitazioni atmosferiche, dalla coltura precedente e dalla concimazione organica) e delle asportazioni di azoto (dovute alla denitrificazione, alla volatilizzazione e alla lisciviazione); è stato modellato il consumo di diesel e di olio lubrificante diversificato per singola operazione agricola e singolo macchinario agricolo.

Per entrambi i profili è stata usata la metodologia ILCD 2011 per la valutazione degli impatti.

3. Risultati e discussione

Nella Figura 2, è riportato l'eco-indicatore totale per i due profili, suddiviso per fasi.

Nella Figura 3, sono mostrati gli impatti ambientali associati al "Profilo 1" (derivante dall'applicazione delle PEFCR) e quelli associati al "Profilo 2" (derivante da un metodo di contabilizzazione dei flussi differente, basato sul modello SALCA), suddiviso per categorie di impatto.

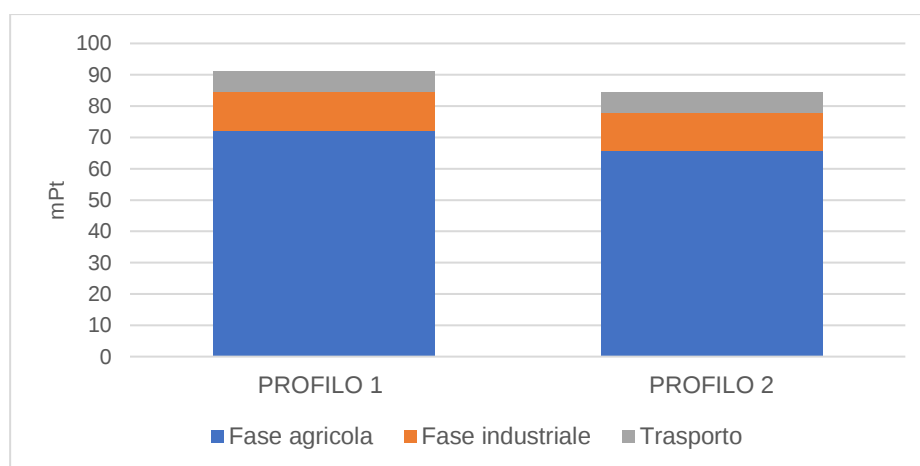


Figura 2: Eco-indicatore relativo alla produzione di 1 kg di pasta secondo i due diversi profili (mPt)

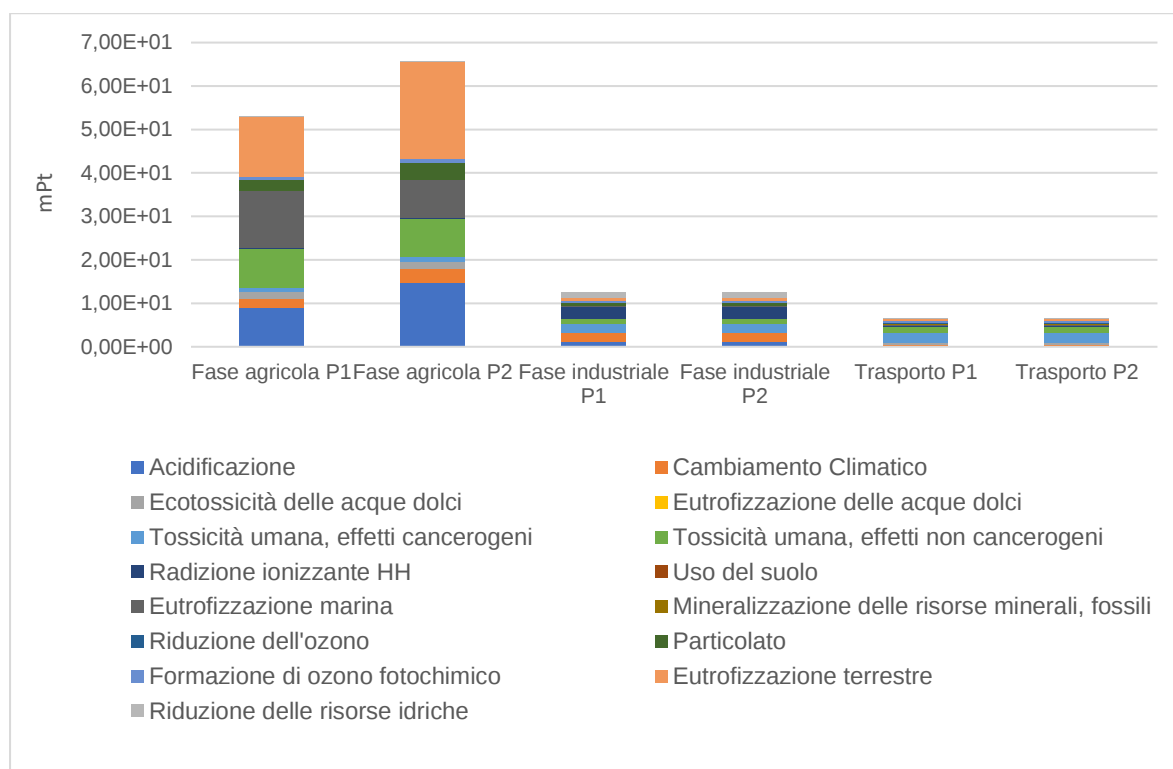


Figura 3: Comparazione dei due profili in termini di punteggio singolo (mPt)

Le differenze principali tra i due profili sono imputabili alla fase agricola poiché la fase industriale e i trasporti sono stati modellati nella stessa maniera per entrambi i profili. I risultati della valutazione degli impatti ambientali della fase agricola, legati alla produzione della pasta, differiscono per alcune categorie di impatto e presentano dei valori più alti per il “Profilo 2”, costruito sulla base della metodologia SALCA. Le categorie di impatto che risultano essere maggiori per il “Profilo 2” sono: l’acidificazione, il cambiamento climatico, l’eutrofizzazione terrestre e il particolato. La categoria di impatto in cui il “Profilo 2” presenta dei valori minori è l’eutrofizzazione marina.

La tabella 1 mostra la variabilità dei risultati dei due profili per ciascuna categoria di impatto.

La differenza riscontrata tra i risultati dei due profili per la categoria d’impatto eutrofizzazione marina è imputabile principalmente alla differente modellizzazione dei nitrati (NO_3). Per il “Profilo 1”, le PEFCR raccomandano il loro calcolo secondo la seguente equazione:

$$\text{kg NO}_3^- = \text{kg N} \cdot \text{FracLEACH} = 1 \cdot 0.3 \cdot (62/14) = 1.33 \text{ kg NO}_3^- / \text{kg N applicato}.$$

Per il “Profilo 2” si tiene conto in maniera dettagliata di ulteriori elementi quali: il coefficiente della pendenza del suolo ($\text{Cf}_{\text{pendenza}}$); il coefficiente correlato alle precipitazioni ($\text{Cf}_{\text{precipitazioni}}$); l’azoto apportato con la fertilizzazione (N_{min}); l’azoto presente nel suolo (N_{suolo}); l’azoto della coltura precedente ($\text{N}_{\text{residuo}}$); l’azoto contenuto nelle leguminose proveniente dalle colture precedenti (N_{legum}); l’azoto presente nelle precipitazioni (N_{acqua}); l’azoto estratto con il raccolto (N_{uptake}); le emissioni totali legate all’azoto ($\text{N}_{\text{emissioni}}$).

Tabella 1: Analisi della variabilità dei risultati dei due profili, in termini di punteggio singolo

Categoria d'impatto (mPt)	Fase agricola Profilo 1 - PEF	Fase agricola Profilo 2 - SALCA	DEVIAZIONE STANDARD	COEFFICIENTE di VARIAZIONE del profilo 2 rispetto al profilo 1
Acidificazione	9,04E+00	1,47E+01	4,00E+00	+ 33,72%
Cambiamento Climatico	2,12E+00	3,33E+00	8,56E-01	+ 31,40%
Ecotossicità delle acque dolci	1,63E+00	1,63E+00	0,00E+00	0,00%
Eutrofizzazione delle acque dolci	5,57E-03	5,57E-03	0,00E+00	0,00%
Tossicità umana, effetti cancerogeni	9,30E-01	9,30E-01	0,00E+00	0,00%
Tossicità umana, effetti non cancerogeni	8,80E+00	8,80E+00	0,00E+00	0,00%
Radiazione ionizzante HH	3,65E-01	3,65E-01	0,00E+00	0,00%
Uso del suolo	2,68E-04	2,68E-04	0,00E+00	0,00%
Eutrofizzazione marina	1,29E+01	8,54E+00	3,08E+00	-28,76%
Mineralizzazione delle risorse minerali, fossili	1,42E-01	1,42E-01	0,00E+00	0,00%
Riduzione dell'ozono	1,30E-02	1,30E-02	0,00E+00	0,00%
Particolato	2,44E+00	3,84E+00	9,90E-01	+ 31,53%
Formazione di ozono fotochimico	7,51E-01	7,51E-01	0,00E+00	0,00%
Eutrofizzazione terrestre	1,38E+01	2,26E+01	6,22E+00	+ 34,19%
Riduzione delle risorse idriche	1,76E-02	1,76E-02	0,00E+00	0,00%

In particolare, per il calcolo dei nitrati NO₃ è stata applicata la seguente equazione:

$$\text{kg NO}_3^- = 62/14 * \text{Cf_pendenza} * \text{Cf_precipitazioni} * (\text{N min} + \text{N suolo} + \text{N residuo} + \text{N legum} + \text{N acqua} - \text{N uptake} - \text{N emissioni}).$$

Per quanto riguarda la differenza riscontrata fra i due profili nella categoria d'impatto dell'acidificazione, nel particolato e nell'eutrofizzazione terrestre è attribuibile alla differente modellizzazione dell'ammoniaca (NH₃). Per il "Profilo 1", le PEFCR raccomandano un parametro fisso, secondo la seguente equazione:

$$\text{kg NH}_3 = \text{kg N} * \text{FracGASF} = 1 * 0.1 * (17/14) = 0.12 \text{ kg NH}_3 / \text{kg N fertilizzazione}.$$

Il "Profilo 2", invece, per il calcolo delle emissioni dell'ammoniaca, si considerano nel dettaglio i fertilizzanti usati ed i rispettivi fattori di conversione (FE fertilizzante), secondo la seguente equazione (EEA, 2013):

$$\text{kg NH}_3 = \sum i \text{ N fertilizzante} * \text{FE fertilizzante.}$$

Con riferimento alla differenza fra i due profili nella categoria di impatto del cambiamento climatico, è attribuibile alla differente modellizzazione delle emissioni di protossido di azoto (N₂O).

Per il “Profilo 1”, le PEFCR raccomandano un parametro fisso, secondo la seguente equazione:

$$\text{kg N}_2\text{O dirette} = 0.022 \text{ kg N}_2\text{O/ kg N fertilizzazione.}$$

Il “Profilo 2”, invece, tiene in considerazione l’azoto apportato con la fertilizzazione (N min), l’azoto della coltura precedente (N residuo) e l’azoto presente nel suolo (N suolo), secondo la seguente equazione:

$$\text{kg N}_2\text{O dirette} = 0.01 * (\text{N min} + \text{N residuo} + \text{N suolo}).$$

4. Conclusioni

Lo studio di comparazione della LCA della produzione di pasta della filiera “Dedicato”, basato sul confronto tra l’approccio PEF e il metodo SALCA, ha evidenziato alcune differenze in termini di impatto ambientale. In particolare, emergono delle divergenze nei valori dell’eutrofizzazione marina, nell’acidificazione, nel particolato e nel cambiamento climatico, dovute alla diversa modellizzazione delle emissioni di Azoto, ammoniaca (NH₃), protossido di azoto (N₂O) e nitrati (NO₃), secondo le due metodologie. La comparazione dei due profili ha permesso la valutazione della misura in cui le scelte metodologiche influenzano i risultati: si tratta di differenze non rilevanti che si aggirano mediamente nell’ordine del 30%. Ciò significa che le scelte metodologiche non influenzano in maniera considerevole i risultati finali. Pertanto, nonostante la PEF cerchi di semplificare il calcolo dell’impronta ambientale dei prodotti, standardizzando alcuni aspetti metodologici, i risultati sono coerenti con quelli derivanti da metodologie più complesse e dettagliate. Le PEFCR, infatti, concentrandosi sui parametri più importanti, consentono di ridurre i tempi, gli sforzi e i costi di completamento dello studio di LCA, contrariamente ad altre metodologie, come il metodo SALCA, che richiedono una dettagliata valutazione di aspetti aggiuntivi legati al luogo e alle condizioni pedo-climatiche in cui la coltivazione del grano è avvenuta.

5. Bibliografia

Bittman, S., Dedina, M., Howard C.M., Oenema, O., Sutton, M.A., (eds), 2014. Options for Ammonia Mitigation: Guidance from the UNECE Task Force on Reactive Nitrogen, Edinburgh, UK: Centre for Ecology and Hydrology.

Bos, U., Horn, R., Beck, T., Lindner, J.P., Fischer, M., 2016. LANCA® - Characterisation Factors for Life Cycle Impact Assessment, Version 2.0. ISBN: 978-3-8396-0953-8, Fraunhofer Verlag, Stuttgart

EEA, 2013. 3.D Crop production and agricultural soils guidebook 2013. European Environmental Agency.

Gaillard G. & Nemecek T., 2009. Swiss Agricultural Life Cycle Assessment (SALCA): An integrated environmental assessment concept for agriculture. In: Int. Conf. "Integrated Assessment of Agriculture and Sustainable Development, Setting the Agenda for Science and Policy", Egmond aan Zee, The Netherlands. AgSAP Office, Wageningen University, 134-135.

Granoro, 2019 <https://www.granorodedicato.it/>

IPCC, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4: Agriculture, forestry and other land use; Volume 2: Energy, IGES, Kanagawa, Japan.

ISO, 2006a. International Organization for Standardization. ISO 14040. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework.

ISO, 2006b. International Organization for Standardization. ISO 14044. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines.

Nemecek T., Freiermuth Knuchel R., Alig M. & Gaillard G., 2010. The advantages of generic LCA tools for agriculture: examples SALCAcrop and SALCAfarm. In: 7th Int. Conf. on LCA in the Agri-Food Sector, Notarnicola, B. (eds.). Bari, Italy. 433-438.

Nemecek, T., & Alig, M., 2016. Life cycle assessment of dairy production systems in Switzerland: strengths, weaknesses and mitigation options. Integrated nutrient and water management for sustainable farming. (Eds LD Currie and R. Singh).

Notarnicola B., Tassielli G., Renzulli P.A., Masini S., Paladino G., 2018a. Application of the Life Cycle Assessment methodology to the production of Granoro Dedicato pasta, 100% Puglia supply chain. Proceedings of the ISDRS (International Sustainable Development Research Society), "Actions for a Sustainable World. From Theory to Practice" Messina 13-15 giugno 2018.

Notarnicola B., Tassielli G., Renzulli P.A., Masini S., Palladino G., 2018b. Data variability in the LCA of durum wheat production in Italy. Atti del XXI IGWT SYMPOSIUM. Sustainability, Quality and Innovation: A Global View of Commodity Sciences. Roma, 20-25 settembre 2018.

Notarnicola, B., Sala, S., Anton, A., McLaren, S. J., 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, 140, 399-409.

Notarnicola B., Tangari C., Tassielli G., Giungato P., Nardone E., 2008. Analisi comparativa di studi di LCA della pasta. Atti di Ecomondo 2008, Europa del recupero: le ricerche, le tecnologie, gli strumenti e i casi studio per una cultura della responsabilità ambientale Rimini, 5-7 novembre 2008.

Prashun, V., 2006. SALCA-Phosphor. Erfassung der PO₄-Austräge für die Ökobilanzierung. Agroscope FAL Zürich-Reckenholz

Product Environmental Footprint Category Rules for Dry pasta, version 3.0 – April 2018

Product Environmental Footprint Category Rules Guidance, version 6.3 – May 2018

Russo, C., Nicoletti, G. M., Cappelletti, G. M., Saia, S., Lo, S. M. C., & De Vita, P. 2017. The life cycle assessment of durum wheat yield in contrasting management system in Mediterranean environment. In Integrated strategies for agro-ecosystem management to address climate change challenges. (Vol. 2017, pp. 189-191).

Søgaard, H. T., Sommer, S.G., Hutchings, N.J., Huijsmans, J.F.M., Bussink, D.W., Nicholson, F., 2002. Ammonia volatilization from field-applied animal slurry — the ALFAM model. Atmospheric Environment, vol. 36, pp. 3309–3319.

Wilke, B., Schaub, D., 1996. Phosphate accumulation in soil erosion. Mitt. German Bodenkundl. Gesellsch. 79, 435-438.

ENEA

Servizio Promozione e Comunicazione

enea.it

Dicembre 2019

Con il patrocinio di:



Cultura e tecnica per
Energia Uomo e Ambiente



Ministero dell'Ambiente e della
Tutela del Territorio e del Mare

ENEA

ISBN 978-88-8286-389-0