
XIV Convegno della rete Italiana LCA
IX Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA

**La sostenibilità della LCA tra sfide globali e
competitività delle organizzazioni**

Cortina d'Ampezzo
9-11 dicembre 2020

A cura di Erika Mancuso, Sara Corrado, Arianna Dominici Loprieno, Laura Cutaia

1222 • 2022
800
ANNI



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
DI PADOVA

ENEA

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



La sostenibilità della LCA tra sfide globali e competitività delle organizzazioni

ATTI
del XIV Convegno della rete Italiana LCA -
IX Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA

Cortina d'Ampezzo
9-11 dicembre 2020

A cura di Erika Mancuso, Sara Corrado, Arianna Dominici Loprieno, Laura Cutaia

La sostenibilità della LCA tra sfide globali e competitività delle organizzazioni

Atti del del XIV Convegno della rete Italiana LCA - IX Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA
Cortina d'Ampezzo 9-11 dicembre 2020

A cura di Erika Mancuso, Sara Corrado, Arianna Dominici Loprieno, Laura Cutaia

ISBN: 978-88-8286-416-3

2021 ENEA

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

Copertina: Flavio Miglietta

Stampa: Laboratorio Tecnografico ENEA - Centro Ricerche Frascati

Comitato Scientifico	5
Comitato Organizzatore.....	7
Programma	8
SESSIONE I - Sostenibilità Agroalimentare	17
Impronta ambientale delle soluzioni di confezionamento del Grana Padano DOP	18
Analisi dell’impatto ambientale della produzione di carne bovina in un sistema di allevamento semi-intensivo in Paraguay.....	27
Sviluppo di un database italiano di Life Cycle Inventory dei prodotti agroalimentari: la metodologia	37
Assessment of carbon footprint of Italian red wines	46
Lo stoccaggio di carbonio organico nei suoli come indicatore addizionale negli studi di Product Environmental Footprint: il modello RothC applicato a un uliveto biologico in Italia	56
La definizione dei sistemi di prodotto di riferimento negli standard ISO 14000: applicazione nel Passaporto Ambientale per i prodotti agroalimentari della Montagna Vicentina	65
Impatto ambientale della coltivazione in pieno campo della canapa industriale (Cannabis sativa L.): valutazione di differenti itinerari tecnici.....	75
Profili ambientali di prodotti Made in Italy.....	84
SESSIONE I – poster	96
LCA as a tool for measuring Sustainable Development Goals for food and biowaste. A review.....	97
Commodity Life Cycle Costing: un nuovo approccio per valutare l’uso delle risorse naturali nel corso del ciclo di vita	114
LCA approach for the C&D waste management system in different countries of the world.....	125
Measuring circularity in the tourism sector: a step forward.....	134
Emissioni provenienti dall’allevamento suinicolo: valutazione dell’impatto ambientale considerando l’utilizzo di uno scrubber per il trattamento dell’aria.....	146
LCA methodology application to assess the environmental impact of CCS and CCU: a review	155
An environmental life cycle assessment of paints and varnishes in the Italian production process.....	165
SESSIONE II - Sostenibilità nella Gestione dei Rifiuti.....	174
Influenza della tipologia di sacchetto nella valutazione LCA della filiera di gestione del rifiuto organico.....	175
Life Cycle Assessment della pirolisi di biomasse residuali dal settore agro – alimentare	185
Technical functionality as a basis for developing substitution coefficients in waste management Life Cycle Assessment studies	195
Environmental impacts evaluation of a ceramic industry processes through integration of Life Cycle Assessment and Risk Assessment	204

How can Life Cycle Assessment contribute to circular economy transition: hints from sustainability transition research.....	214
SESSIONE III - Sostenibilità in Edilizia	223
Life Cycle Assessment e monetizzazione degli impatti come strumenti di supporto alle politiche di circular economy nel settore edilizio.....	224
L'analisi LCA a supporto della sostenibilità delle imprese: prodotti edilizi in laterizio	234
Valutazione dei tempi di ritorno energetici e ambientali e della convenienza economica per la riqualificazione energetica di una scuola	245
Assessing maritime transport through LCA and LCC: a literature review	256
Life cycle assessment of AlTiN thin films deposited by magnetron sputtering	266
LCA di diverse configurazioni realizzative per un impianto fotovoltaico piano con moduli ad eterogiunzione.....	275
SESSIONE IV - Sostenibilità Circolare	285
Sviluppo della prima RCP nell'ambito dello schema "Made Green in Italy"	286
LCA-based material selection in the early stages of design: environmental benefits, tools, obstacles and opportunities	296
The new Guidelines for Social Life Cycle Assessment of products and related pilot phase: challenges and successes	306
Towards an LCA-based market incentive mechanism regulated through blockchain for carbon emissions reduction	313
Carbon footprint di uno stand espositivo	323
Valutazione preliminare in ottica di ciclo di vita della fattibilità di una filiera italiana del riciclaggio delle batterie elettriche per autotrazione	333
SESSIONE II - poster.....	342
Approcci LCA per la verifica di Tecnologie Reversibili per il riuso, la rigenerazione e il riciclo.....	343
Analisi di esperienze applicative LCA di edificio: differenze, complementarità, sinergie.....	353
A green chemistry case study: sensor-based methods for bioactive compounds determination in food	363
Circolarità e sostenibilità nella digestione anaerobica	372
Comparative LCA of fossil fuels and biofuels use for transportation – A literature review	381
Life cycle inventories for modelling the production of battery electric vehicles in the European life cycle assessment studies	392
Do PCRs and EPDs need to be improved? Critical issues to EPD system with a focus on the construction sector	402
SESSIONE III – poster	411
Social Organizational Life Cycle Assessment (SO-LCA): un caso studio focalizzato sulla comunità locale.....	412
Analisi di letteratura e aspetti metodologici per LCA di batterie stazionarie.....	419
Long-term prospective LCA of emerging photovoltaics	429

Dalla PCR alla EPD: il percorso di sostenibilità dell'attività estrattiva del calcare micronizzato di Gola della Rossa Mineraria (Ancona)	437
L'utilizzo del Life Cycle Assessment nel settore della ristorazione. Una revisione sistematica della letteratura	446
Carbon footprint implications of using seawater and marine aggregates in concrete	459
Analisi del ciclo di vita del kWh Italiano	468
Evidences of human health damage mitigation associated with the Italian lockdown due to COVID-19 through the lens of energy metabolism assessment	479
Banca dati Italiana LCA: creazione di dataset sul mix elettrico nazionale	493
Performing a fast and effective Global Sensitivity Analysis using Python: a simplified example applied to the LCA of Italian electricity generation scenarios	503
Modeling combined heat and power plants in Life Cycle Assessment: a comparison among different approaches to deal with multifunctionality	515
PREMIO GIOVANI RICERCATORI.....	527
Temporal variability and Battery Electric Vehicles influence on LCA impacts of marginal electricity consumption in Italy	528
LCA- and LCC-based Solar Home Systems ecodesign	538

Comitato Scientifico

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

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

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

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

Camillo De Camillis Agriculture and Consumer Protection Department, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)

Vito D'Incognito, Take Care International, Milano

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

Anna Mazzi, Università degli Studi di Padova, Dipartimento di Ingegneria Industriale

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"

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

Antonio Scipioni – Consiglio Direttivo e Segreteria Tecnica Associazione Rete Italiana LCA, Centro Studi Qualità Ambiente (CESQA)

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

Filippo Zuliani – Università degli Studi di Padova, Centro Studi Qualità Ambiente (CESQA)

Sara Toniolo – Università degli Studi di Padova, Centro Studi Qualità Ambiente (CESQA)

Anna Paccagnella – Università degli Studi di Padova, Centro Studi Qualità Ambiente (CESQA)

Sara Cortesi – ENEA, Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali

Arianna Dominici Loprieno - ENEA, Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali

SEGRETERIA TECNICA E ORGANIZZATIVA

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

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

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

Email: convegnoretelca2020@gmail.com

Programma

IX Convegno dell'Associazione Rete Italiana LCA

La sostenibilità della LCA tra sfide globali e competitività delle organizzazioni

9-11 dicembre 2020, Cortina d'Ampezzo

9 dicembre 2020

14.00-14.30

Apertura dei lavori e saluti istituzionali

Chair: Antonio Scipioni, Università degli Studi di Padova, Rete Italiana LCA

1. Francesca Da Porto, Prorettrice dell'Università degli Studi di Padova
2. Sergio Costa, Ministro dell'Ambiente
3. Filomena Maggino, Presidenza del Consiglio dei Ministri, Presidente della Cabina di regia Benessere Italia
4. Antonio Uricchio, Presidente ANVUR
5. Alessandro Ruggieri, Presidente AISME, Accademia Italiana di Scienze Merceologiche
6. Bruno Notarnicola, Presidente Associazione Rete Italiana LCA, Università degli Studi di Bari Aldo Moro

14.30 – 15.45

Relazioni ad invito

Chair: Bruno Notarnicola

1. Patty L'Abbate, Senato della Repubblica Italiana: Il ruolo della LCA nella transizione ecologica
2. Serenella Sala, JRC: LCA e il suo ruolo chiave nel Green Deal
3. Antonio Scipioni, Università degli Studi di Padova: LCA a supporto della competitività d'impresa nella circular economy
4. Camillo De Camillis, FAO: Partnering for climate action and sustainable food systems: the FAO LEAP proposition

5. Aldo Ravazzi Douvan, Università di Roma Tor Vergata - Past President Comitato OCSE: LCA fra strumenti economici e strumenti volontari, imprese e accordi globali

16.00-18.00

SESSIONE I

Sostenibilità Agroalimentare

Chair: Maurizio Cellura, Roberta Salomone

Impronta ambientale delle soluzioni di confezionamento del Grana Padano DOP

Luca Gianelli, *Politecnico di Milano*

Analisi dell'impatto ambientale della produzione di carne bovina in un sistema di allevamento semi-intensivo in Paraguay

Michele Costantini, *Università degli Studi di Milano*

Sviluppo di un database italiano di Life Cycle Inventory dei prodotti agroalimentari: la metodologia

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

Assessment of carbon footprint of Italian red wines

Daniele D'Ammaro, *Università Cattolica del Sacro Cuore, Piacenza*

Lo stoccaggio di carbonio organico nei suoli come indicatore addizionale negli studi di Product Environmental Footprint: il modello RothC applicato a un uliveto biologico in Italia

Valentina Fantin, Serena Righi, *ENEA*

La definizione dei sistemi di prodotto di riferimento negli standard ISO 14000: applicazione nel Passaporto Ambientale per i prodotti agroalimentari della Montagna Vicentina

Alessandro Manzardo, *Università degli Studi di Padova*

Impatto ambientale della coltivazione in pieno campo della canapa industriale (*Cannabis sativa L.*): valutazione di differenti itinerari tecnici

Mattia Rapa, *Università degli Studi di Roma "La Sapienza"*

Profili ambientali di prodotti Made in Italy

Pietro Renzulli, *Università degli Studi di Bari Aldo Moro*

18.15-19.00

SESSIONE I – poster

Chair: Alessandro Manzardo, Serena Righi

LCA as a tool for measuring Sustainable Development Goals for food and biowaste. A review.

Daniela Camana, *Università degli Studi di Padova*

Commodity Life Cycle Costing: un nuovo approccio per valutare l'uso delle risorse naturali nel corso del ciclo di vita

Giulio Mela, *RSE*

LCA approach for the C&D waste management system in different countries of the world

Federica Carollo, *Politecnico di Milano*

Measuring circularity in the tourism sector: a step forward

Ioannis Arzoumanidis, *Università degli Studi "G. d'Annunzio" Chieti-Pescara*

Emissioni provenienti dall'allevamento suinicolo: valutazione dell'impatto ambientale considerando l'utilizzo di uno scrubber per il trattamento dell'aria

Jacopo Bacenetti, *Università degli Studi di Milano*

LCA methodology application to assess the environmental impact of CCS and CCU: a review

Matteo Gilardi, *Politecnico di Milano*

An environmental life cycle assessment of paints and varnishes in the Italian production

Andrea Pontrandolfo, *Università degli Studi di Bari "Aldo Moro"*

10 dicembre 2020

9.15-10.30

SESSIONE II

Sostenibilità nella Gestione dei Rifiuti

Chair: Marina Mistretta, Giuseppe Tassielli

Influenza della tipologia di sacchetto nella valutazione LCA della filiera di gestione del rifiuto organico

Giovanni Dolci, *Politecnico di Milano*

Life Cycle Assessment della pirolisi di biomasse residuali dal settore agro – alimentare

Maria Anna Cusenza, *Università degli Studi di Palermo*

Technical functionality as a basis for developing substitution coefficients in waste management Life Cycle Assessment studies

Lucia Rigamonti, *Politecnico di Milano*

Environmental impacts evaluation of a ceramic industry processes through integration of Life Cycle Assessment and Risk Assessment

Erica Doimo, *Università degli Studi di Bologna*

How can Life Cycle Assessment contribute to circular economy transition: hints from sustainability transition research

Monia Niero, *Aalborg University Copenhagen*

10.30-12.15

SESSIONE III

Sostenibilità in Edilizia

Chair: Monica Lavagna, Vito D'Incognito

Life Cycle Assessment e monetizzazione degli impatti come strumenti di supporto alle politiche di circular economy nel settore edilizio

Serena Giorgi, *Politecnico di Milano*

L'analisi LCA a supporto della sostenibilità delle imprese: prodotti edilizi in laterizio

Francesca Thiebat, *Politecnico di Torino*

Valutazione dei tempi di ritorno energetici e ambientali e della convenienza economica per la riqualificazione energetica di una scuola

Francesco Asdrubali, *Università degli Studi Roma Tre*

Assessing maritime transport through LCA and LCC: a literature review

Giovanni Mondello, *Università degli Studi di Messina*

Life cycle assessment of AlTiN thin films deposited by magnetron sputtering

Simone Battiston, *CNR*

LCA di diverse configurazioni realizzative per un impianto fotovoltaico piano con moduli ad eterogiunzione

Andrea Danelli, *RSE*

12:15 – 13:45

Pausa pranzo

13.45-15.30

SESSIONE IV

Sostenibilità Circolare

Chair: Paolo Masoni, Simona Scalbi

Sviluppo della prima RCP nell'ambito dello schema "Made Green in Italy"

Alessandro Marson, *Università degli Studi di Padova*

LCA-based material selection in the early stages of design: environmental benefits, tools, obstacles and opportunities

Barbara Pollini, *Politecnico di Milano*

Proposing a dynamic company-level framework for CE assessment

Erik Roos Lindgreen, *Università degli Studi di Messina*

The new Guidelines for Social Life Cycle Assessment of products and related pilot phase: challenges and successes

Marzia Traverso, *RWTH Aachen University*

Towards an LCA-based market incentive mechanism regulated through blockchain for carbon emissions reduction

Nicolò Golinucci, *Politecnico di Milano*

Carbon footprint di uno stand espositivo

Sara Toniolo, *Università degli Studi di Padova*

Valutazione preliminare in ottica di ciclo di vita della fattibilità di una filiera italiana del riciclaggio delle batterie elettriche per autotrazione

Cristian Chiavetta, *ENEA*

15.30-16.00

Assemblea Associazione Rete Italiana LCA

16.15-17.00

SESSIONE II - poster

Chair: Pietro Renzulli, Marzia Traverso

Approcci LCA per la verifica di Tecnologie Reversibili per il riuso, la rigenerazione e il riciclo

Tecla Caroli, *Politecnico di Milano*

Esperienze applicative LCA di edificio a confronto: divergenze, complementarità, sinergie

Anna Dalla Valle, *Politecnico di Milano*

Municipal solid waste collection system: a systematic life cycle thinking approach

Anna Degli Esposti, *Università degli Studi di Bologna*

A green chemistry case study: sensor-based methods for bioactive compounds determination in food

Lucia Maddaloni, *Università degli Studi di Roma "La Sapienza"*

Circolarità e sostenibilità nella digestione anaerobica

Eliana Mancini, *Università degli Studi "G. d'Annunzio" Chieti-Pescara*

Comparative LCA of fossil fuels and biofuels use for transportation – A literature review

Andrea Nobili, *Politecnico di Milano*

Life cycle inventories for modelling the production of battery electric vehicles in the European life cycle assessment studies

Stefano Puricelli, *Politecnico di Milano*

Do PCRs and EPDs need to be improved? Critical issues to EPD system with a focus on the construction sector

Grazia Maria Cappucci, *Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia*

17.00-17.45

SESSIONE III – poster

Chair: Simone Maranghi, Sara Toniolo

Social Organizational Life Cycle Assessment (SO-LCA): un caso studio focalizzato sulla comunità locale

Bianca Maria Tragnone, *Università degli Studi "G. d'Annunzio" Chieti-Pescara*

Analisi di letteratura e aspetti metodologici per LCA di batterie stazionarie

Andrea Temporelli, *RSE*

Long-term prospective LCA of emerging photovoltaics

Simone Maranghi, *Università degli Studi di Siena*

Life Cycle Management and car sharing. An empirical application

Gabriella Arcese, *Università degli Studi "Niccolò Cusano"*

Dalla PCR alla EPD: il percorso di sostenibilità dell'attività estrattiva del calcare micronizzato di Gola della Rossa Mineraria (Ancona)

Emy Fuffa, *Università degli Studi di Camerino*

L'utilizzo del Life Cycle Assessment nel settore della ristorazione. Una revisione sistematica della letteratura.

Benedetta Esposito, *Università degli Studi di Salerno*

Carbon footprint implications of using seawater and marine aggregates in concrete

Valeria Arosio, *Politecnico di Milano*

11 dicembre 2020

9.15-11.00

SESSIONE V

Sostenibilità Energetica

Chair: Maria Claudia Lucchetti, Lucia Rigamonti

Analisi del ciclo di vita del kWh Italiano

Alessia Gargiulo, Pierpaolo Girardi, *RSE*

La Carbon Footprint nel settore agrofotovoltaico: l'impianto di serre fotovoltaiche di Orsomarso

Nicoletta Amato, *Università degli Studi di Torino*

Evidences of human health damage mitigation associated with the Italian lockdown due to COVID-19 through the lens of energy metabolism assessment

Benedetto Rugani, *Luxembourg Institute of Science and Technology (LIST)*

Banca dati Italiana LCA: creazione di dataset sul mix elettrico nazionale

Simona Scalbi, *ENEA*

Performing a fast and effective Global Sensitivity Analysis using Python: a simplified example applied to the LCA of Italian electricity generation scenarios

Lorenzo Tosti, *Università degli Studi di Siena*

Modeling combined heat and power plants in Life Cycle Assessment: a comparison among different approaches to deal with multifunctionality

Jacopo Famiglietti, *Politecnico di Milano*

11.00-11.45

PREMIO GIOVANI RICERCATORI

Chair: Andrea Raggi

2° Classificato:

Temporal variability and Battery Electric Vehicles influence on LCA impacts of marginal electricity consumption in Italy

Davide Rovelli, *STIIMA-CNR*

1° Classificato:

LCA- and LCC-based Solar Home Systems ecodesign

Federico Rossi, *Università degli Studi di Siena*

11.45-12.00

Chiusura Convegno

Bruno Notarnicola

Antonio Scipioni

Marina Mistretta

SESSIONE I - *Sostenibilità Agroalimentare*

Impronta ambientale delle soluzioni di confezionamento del Grana Padano DOP

Luca Gianelli¹, Carlo Proserpio¹, Valentina Castellani¹, Jacopo Famiglietti²,
Pieter Ravaglia²

¹Politecnico di Milano – Dipartimento di Design

²Politecnico di Milano – Dipartimento di Energia

Email: luca.gianelli@polimi.it

Abstract

Nel presente articolo è stato valutato il profilo ambientale della fase di confezionamento del Grana Padano DOP (approccio dal cancello al cancello), tramite l'applicazione delle Product Category Rules for dairy products, promosse all'interno del programma Environmental Footprint della Commissione Europea. Lo studio fa riferimento a 113 prodotti confezionati, i cui dati sono stati raccolti presso 16 aziende analizzate nel progetto LIFE The Tough Get Going. I prodotti sono stati successivamente clusterizzati in 5 soluzioni di confezionamento. I risultati ottenuti mostrano come processi più impattanti: il consumo di energia (43%, somma dei consumi di elettricità e gas naturale), il packaging primario (32%) e il packaging secondario (11%). Lo studio riporta un'analisi di sensibilità dell'impatto ambientale del packaging primario al variare del database: l'impatto stimato dal database EF 2.0 è inferiore dell'11% rispetto a quello ottenuto da Ecoinvent 3.6.

1. Introduzione

Negli studi di Environmental Life Cycle Assessment (E-LCA) la scelta dei software, dei database, dei metodi di caratterizzazione e dei fattori di normalizzazione e pesatura degli impatti rappresentano fattori rilevanti al fine di determinare risultati affidabili (Song et al., 2018) e confrontabili (Bach et al., 2018). Per armonizzare queste scelte e rendere gli studi LCA maggiormente paragonabili, la Commissione Europea (CE) ha sviluppato il database EF 2.0 (European Commission, 2018a) all'interno della metodologia per il calcolo della Environmental Footprint (European Commission, 2013).

L'obiettivo del presente articolo è confrontare il profilo ambientale di 5 soluzioni di confezionamento rappresentative del formaggio Grana Padano DOP (GP) e condurre un'analisi di sensibilità sull'importanza dei datasets scelti per modellare il packaging primario, utilizzando i database EF 2.0 ed Ecoinvent 3.6 (Wernet et al., 2016).

Il GP si contraddistingue nel mercato per l'eterogeneità dei formati (porzionato, grattugiato, scaglie, cubetti, julienne, ecc.) e delle masse (da minimo 5 g a massimo 19 kg) in cui è confezionato. I dati e i risultati dell'articolo provengono

dal progetto LIFE 16 ENV/IT/000225 –The Tough Get Going (Politecnico di Milano, 2017).

2. Metodo

Il presente capitolo descrive la metodologia utilizzata e riporta i confini del sistema, l'unità funzionale, il metodo di allocazione e le categorie di impatto ambientale indicati dalle Product Category Rules (PEFCR Dairy) for dairy products (EDA et al., 2018) e nei documenti di supporto (Zampori & Pant, 2019). Il metodo di impatto utilizzato è EF 2.0; i datasets impiegati appartengono al database EF 2.0, disponibili in European Commission (2018b), ed in particolare nei nodi Thinkstep, Quantis, Ecoinvent e RDC.

2.1. Confini del sistema

La Figura 1 mostra i confini tecnici del sistema analizzato con approccio dal cancello al cancello. I dati di attività sito-specifici sono stati raccolti solamente per la fase di confezionamento.

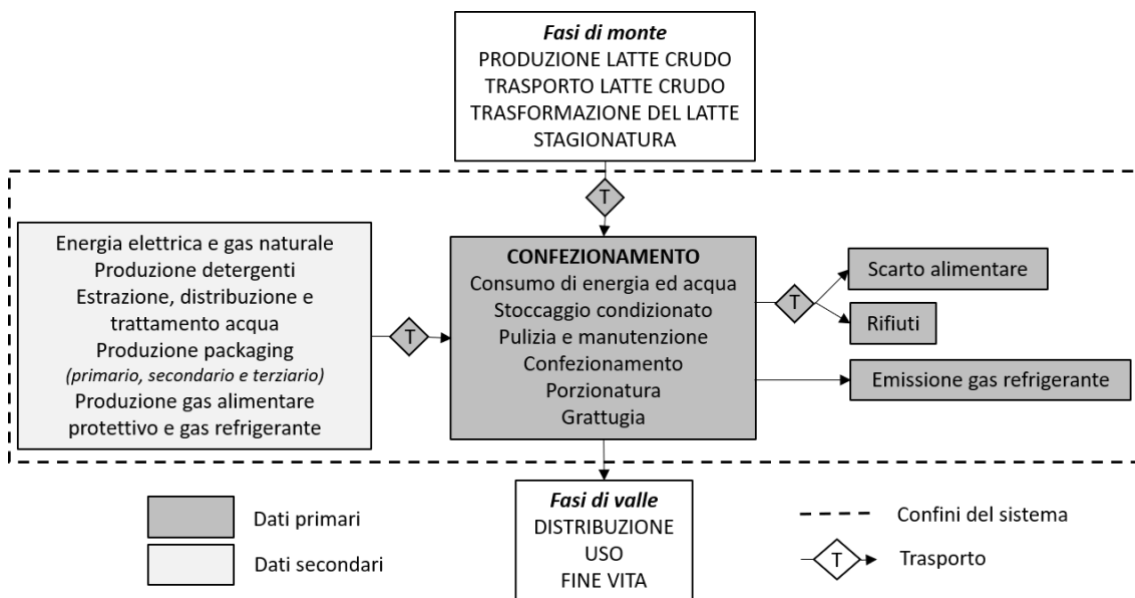


Figura 1. Confini del sistema considerati.

2.2. Unità funzionale

L'unità funzionale è il confezionamento di 1 kg di GP con un contenuto del 67,5% di sostanza secca (come definito nel Disciplinare di Produzione).

2.3. Metodo di allocazione

Per la ripartizione di consumi e materie prime, l'allocazione è stata effettuata applicando le PEFCR Dairy, considerando la massa di sostanza secca di GP destinata al confezionamento e la quantità di scarto di formaggio se venduto come coprodotto (ad esempio, riutilizzato nella filiera zootecnica).

2.4. Categorie di impatto ambientale

Il profilo ambientale delle 5 soluzioni di confezionamento è stato valutato considerando le 16 categorie di impatto del metodo EF 2.0 (Fazio et al., 2018): tossicità per gli esseri umani, effetti cancerogeni e non cancerogeni; impoverimento delle risorse idriche, delle risorse fossili, delle risorse minerali e metalliche; formazione di ozono fotochimico; acidificazione; riduzione dello strato di ozono; radiazioni ionizzanti per la salute umana; eutrofizzazione terrestre, dell'acqua dolce e marina; particolato e smog provocato dalle emissioni di sostanze inorganiche; utilizzo del suolo; ecotossicità dell'acqua dolce; cambiamento climatico.

Per il calcolo degli impatti caratterizzati è stato impiegato il tool Look@LCI (versione 1.0) (JRC, 2018), mentre per l'analisi di sensibilità il software SimaPro (versione 9.0).

3. Raccolta dati

I dati raccolti sono relativi agli anni 2016 e 2017. Solo in assenza dei dati primari sono stati impiegati i dati secondari suggeriti nelle PEFCR Dairy o in alternativa la media aritmetica dei valori raccolti presso gli altri confezionatori. La raccolta dati è stata condotta presso 16 confezionatori abilitati dal Consorzio di Tutela del Grana Padano alla porzionatura e/o alla grattugia del GP e riguarda 113 prodotti confezionati (in media 7 per stabilimento).

A causa delle caratteristiche aziendali, i consumi (energetici, di gas refrigeranti ed alimentari, idrici e di detergenti) sono stati attribuiti in modo uniforme fra i prodotti confezionati da una medesima azienda.

I dati riferiti alla quantità di packaging primario sono stati raccolti specificatamente per ciascun prodotto valutato. La raccolta dati è stata effettuata sia consultando le schede tecniche che pesando i campioni forniti dai confezionatori.

4. Rielaborazione dei dati

Nel presente paragrafo è ricapitolata la procedura relativa alla clusterizzazione e rielaborazione dei dati raccolti, ed è esposta la procedura di calcolo dei dati di attività del packaging primario.

I 113 prodotti confezionati sono stati clusterizzati in 5 soluzioni di confezionamento ritenute rappresentative:

- a. porzionato nel film con gas alimentare protettivo (7 prodotti). Massa media GP 0,29 kg;
- b. porzionato nel film termoretraibile sottovuoto (51 prodotti). Massa media GP 2,75 kg;
- c. porzionato nella vaschetta rigida con gas alimentare protettivo (10 prodotti). Massa media GP 0,20 kg;
- d. porzionato nella vaschetta flessibile sottovuoto (9 prodotti). Massa media GP 0,34 kg;

- e. scrostato nella busta con o senza zip con gas alimentare protettivo (36 prodotti). Massa media GP 0,47 kg.

Definite le 5 soluzioni rappresentative, i dati raccolti presso gli stabilimenti sono stati mediati aritmeticamente, al fine di elaborare i dati utili a determinare il profilo ambientale di ciascuna soluzione. La media aritmetica è stata effettuata su due livelli: i) a livello di confezionatore (media annuale fra 2016 e 2017); ii) a livello di soluzione (media fra i prodotti appartenenti allo stesso cluster).

I 113 packaging primari esaminati hanno evidenziato una notevole variabilità in termini di composizioni materiche dei multistrati plastici, masse, spessori e grammature di ciascuno strato, provenienza e quantità di rifiuti (sfridi) generati nelle operazioni di taglio e imbustamento. Al fine di modellizzare adeguatamente il materiale che compone il packaging primario, garantendo al tempo stesso conformità alle PEF CR Dairy, due aspetti si sono rivelati particolarmente critici:

- il numero limitato dei datasets EF 2.0. Il GP è confezionato in packaging primari ad alta barriera protettiva e composti da multistrati polimerici differenti. L'unico dataset EF 2.0 disponibile, adatto al caso studio, è *Packaging film, High barrier PE/EVOH/PE {EU-28+EFTA} | raw material production, extrusion, blowing, flattening | single route, at plant | grammage: 0.066 kg/m² outer, 0.042 kg/m² inner; thickness: 135 μm (outer film: 90 μm, inner film: 45 μm) | LCI result (UUID: 3bc4d696-e1ed-4ac8-b275-0630500e976c)*, impiegato nel presente articolo indipendentemente dalla composizione polimerica;
- il calcolo dei dati di attività. Il dataset EF 2.0 utilizzato richiede un dato di attività di superficie (in m²), ma a parità di area due confezioni possono avere masse, spessori, grammature e conseguenti impatti ambientali diversi. Per poter modellizzare adeguatamente tali differenze è stata applicata la seguente formula, al fine di ricavare il dato di attività di superficie in m² ($S_{packaging}$) a partire dal dato di massa ($m_{packaging}$) riferita a 1 kg di GP:

$$S_{packaging} = \frac{m_{packaging}}{\gamma_{dataset\ EF\ 2.0}} \quad (1)$$

con $\gamma_{dataset\ EF\ 2.0} = 108 \frac{g}{m^2}$, pari alla grammatura presente nel dataset EF 2.0 (somma delle grammature dei due strati). Questa formula garantisce una relazione lineare fra la superficie e la massa del packaging primario (fattore che include sia lo spessore, sia la grammatura degli strati della confezione) e un impatto ambientale direttamente proporzionale alla massa.

In Tabella 1 sono riportati i dati di attività per la fase di confezionamento per ciascuna soluzione, identificata dalla lettera riportata nell'elenco precedente.

Tabella 1. Dati di attività per la fase di confezionamento, riferiti a 1 kg di Grana Padano DOP, per le 5 soluzioni.

Processo	a	b	c	d	e
Trasporti [tonkm]	1,21E-01	7,96E-02	1,67E-01	9,28E-02	1,12E-01
Packaging primario [m ²]	1,52E-01	1,16E-01	1,09E+0 0	4,00E-01	3,69E-01
Packaging secondario [kg]	4,62E-02	3,89E-02	7,20E-02	4,56E-02	8,11E-02
Film estensibile [m ²]	1,49E-02	1,62E-02	1,64E-02	1,43E-02	1,95E-02
Pallet [pezzo]	2,40E-04	2,40E-04	2,40E-04	2,40E-04	2,40E-04
Gas alimentare – CO ₂ [kg]	2,64E-02	0,00E+0 0	5,00E-02	0,00E+0 0	4,78E-02
Gas alimentare – N ₂ [kg]	2,04E-02	0,00E+0 0	5,09E-02	0,00E+0 0	5,61E-02
Gas refrigerante [kg]	4,69E-06	2,41E-06	5,26E-06	3,40E-06	4,28E-06
Acqua [kg]	1,77E+0 0	2,04E+0 0	1,91E+0 0	2,74E+0 0	2,54E+0 0
Elettricità [kWh]	2,43E-01	2,44E-01	2,66E-01	2,43E-01	2,70E-01
Gas naturale [MJ]	1,65E+0 0	1,08E+0 0	1,25E+0 0	1,46E+0 0	1,72E+0 0
Detergenti [kg]	1,07E-04	2,67E-04	1,30E-04	8,24E-05	1,05E-04
Sfrido del packaging primario [kg]	1,87E-03	2,28E-03	4,54E-02	1,65E-02	3,00E-03
Scarto alimentare [kg]	2,64E-03	6,56E-03	5,02E-04	1,49E-03	7,29E-04

5. Risultati di impatto ambientale

Gli impatti ambientali caratterizzati delle 5 soluzioni di confezionamento sono riportati in Tabella 2, riferiti a 1 kg di GP. La tabella riporta le categorie di impatto che contribuiscono almeno all'80% dell'impatto pesato per ognuna delle 5 soluzioni di confezionamento.

Tabella 2. Impatto ambientale della caratterizzazione per la fase di confezionamento, riferito a 1 kg di Grana Padano DOP, per le 5 soluzioni.

Categoria di impatto ambientale	A	b	c	d	e
Cambiamento climatico [kg CO ₂ eq.]	3,68E-01	2,76E-01	7,13E-01	4,11E-01	5,16E-01
Impoverimento delle risorse fossili [MJ]	6,09E+00	4,69E+00	14,6E+00	7,66E+00	9,68E+00

Categoria di impatto ambientale	A	b	c	d	e
Impoverimento delle risorse idriche [m ³ d'acqua]	1,40E-01	1,41E-01	2,82E-01	2,08E-01	2,27E-01
Utilizzo del suolo [indice di qualità del suolo]	1,79E+01	1,51E+01	2,86E+01	1,78E+01	3,15E+01
Emissioni di particolato [incidenza di malattie]	7,21E-09	5,81E-09	13,54E-09	7,54E-09	10,77E-09
Tossicità per gli esseri umani, effetti cancerogeni [CTUh]	1,11E-09	0,77E-09	4,31E-09	1,72E-09	2,19E-09

Gli impatti caratterizzati sono stati successivamente normalizzati e pesati. Gli impatti in termini di punteggio singolo di pesatura sono illustrati in Figura 2, dove sono riportati i processi più impattanti relativi al confezionamento.

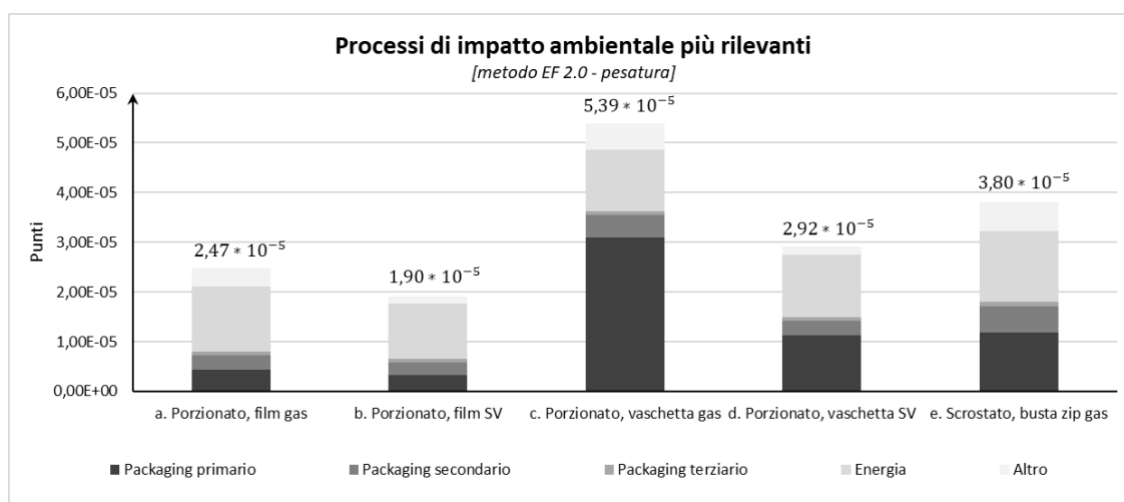


Figura 2. Impatto ambientale della pesatura per la fase di confezionamento, riferito a 1 kg di Grana Padano DOP, per le 5 soluzioni.

6. Analisi di sensibilità

Come si evince dai risultati mostrati in Figura 2, il packaging primario risulta essere il processo più significativo (pari in media al 32%). A tal fine è stata condotta un'analisi di sensibilità sostituendo il database EF 2.0 con il database

Ecoinvent 3.6, utilizzando datasets specifici che rappresentassero i materiali di composizione degli strati dei packaging primari e le relative lavorazioni.

I 113 packaging primari sono stati modellizzati utilizzando il dato di attività in massa di ogni singolo strato, ricavato tramite le seguenti formule:

$$\alpha_i(h_i, \delta_i) = \frac{h_i * \delta_i}{\sum_{i=1}^N h_i * \delta_i} \quad (2)$$

$$m_i = \alpha_i(h_i, \delta_i) * m_{packaging} \quad (3)$$

con:

$m_{packaging} = \sum_{i=1}^N m_i$, massa totale di un packaging primario ed m_i massa di ogni strato i-esimo.

$h_{packaging} = \sum_{i=1}^N h_i$, spessore totale di un packaging primario ed h_i spessore di ogni strato i-esimo.

$\delta_{packaging} = \sum_{i=1}^N \delta_i$, grammatura totale di un packaging primario e δ_i grammatura di ogni strato i-esimo.

α_i , parametro percentuale direttamente proporzionale allo spessore (h_i) e alla grammatura (δ_i) dello strato i-esimo.

N , numero di strati di diverso materiale che compongono un packaging primario.

Il valore m_i ricavato rappresenta il dato di attività utilizzato per determinare il profilo ambientale del packaging primario con il database Ecoinvent 3.6. Nelle schede tecniche dei packaging primari, dove non fossero disponibili né informazioni relative agli spessori né alle grammature dei diversi strati, è stata ipotizzata una distribuzione uniforme della massa fra gli strati. Qualora fosse disponibile solo un dato fra spessore e grammatura per gli strati coinvolti, è stato calcolato il coefficiente α_i in funzione del solo dato disponibile.

Gli strati di adesivo, inchiostro e la barriera per la permeazione dei gas esterni sono stati trascurati, in quanto il loro impatto risulta meno rilevante dei materiali che costituiscono il packaging primario (Kliaugaitė & Staniškis, 2013), registrando valori inferiori di spessore e grammatura. Inoltre, sono stati esclusi dall'analisi anche il rifiuto generato nelle operazioni di confezionamento e il suo smaltimento, il trasporto dal fornitore allo stabilimento di confezionamento e la chiusura zip (per la soluzione "e"), per potersi concentrare esclusivamente sui materiali della confezione. L'esito dell'analisi di sensibilità è illustrato in Tabella 3, riferito al packaging primario necessario a confezionare 1 kg di GP.

Tabella 3. Analisi di sensibilità dell'impatto ambientale del punteggio singolo di pesatura, relativo al packaging primario delle 5 soluzioni, per il confezionamento di 1 kg di Grana Padano DOP.

Database	Unità di misura	a	b	c	d	e
EF 2.0	Punti	4,31E-06	3,29E-06	3,09E-05	1,13E-05	1,03E-05
Ecoinvent 3.6	Punti	5,03E-06	4,02E-06	2,72E-05	1,18E-05	1,28E-05

7. Discussione e conclusioni

Fra le 16 categorie di impatto ambientale valutate, le due che maggiormente contribuiscono al valore di punteggio singolo di pesatura, come media aritmetica fra le 5 soluzioni di confezionamento, sono il cambiamento climatico (in media 38%) e l'impoverimento delle risorse fossili (in media 33%). Come mostra la Figura 2, i tre processi più rilevanti risultano: l'energia (in media 43%, somma dei consumi di elettricità e gas naturale), il packaging primario (in media 32%) e il packaging secondario (in media 11%). Sempre dalla Figura 2 si deduce che la soluzione di confezionamento del GP a maggior impatto risulta il porzionato nella vaschetta rigida con gas alimentare protettivo (soluzione "c"), con un impatto 2,8 volte maggiore della soluzione meno impattante (il porzionato nel film termoretraibile sottovuoto, soluzione "b").

Dall'analisi di sensibilità sul packaging primario si evince che il dataset utilizzato per rappresentare i materiali dei diversi packaging primari, conforme alla PEF ma meno rappresentativo dei materiali della confezione, sottostima l'impatto ambientale per 4 soluzioni di confezionamento su 5 (in termini di punteggio singolo di pesatura). L'unica soluzione il cui impatto ambientale risulta maggiore quando calcolato utilizzando il dataset EF 2.0 è il porzionato nella vaschetta rigida con gas alimentare protettivo (soluzione "c"). In media, l'impatto ambientale calcolato utilizzando il database EF 2.0 è inferiore dell'11% rispetto a quello calcolato utilizzando Ecoinvent 3.6. Considerando che l'impatto ambientale del packaging primario risulta l'1% circa rispetto all'impatto dell'intera filiera del GP (analizzata nel progetto LIFE TTGG), la semplificazione proposta dalle PEF CR Dairy risulta accettabile in ottica dalla culla alla tomba. Il valore ottenuto risulta leggermente maggiore rispetto ai risultati di Barrucand (2016) e Berlin (2002), ma decisamente minore rispetto al risultato ottenuto da Fromageries BEL SA (2016).

Nel caso in cui si esegua uno studio con l'obiettivo di confrontare varie soluzioni di confezionamento, l'attuale limitatezza dei datasets EF disponibili non consente di differenziare le performance ambientali dei diversi materiali. Pertanto risulterebbe utile ampliare il database, al fine di consentire un confronto appropriato fra le tipologie di packaging primario adottate per i prodotti alimentari, considerando anche il ruolo del packaging nella riduzione dello spreco alimentare.

Bibliografia

Bach, V., Lehmann, A., Görmer, M., & Finkbeiner, M. (2018). Product environmental footprint (PEF) pilot phase-comparability over flexibility?

- Sustainability*, 10(2898). <https://doi.org/doi:10.3390>
- Barrucand, F. P. (2016). Product Environmental Footprint Supporting Study Beurre ECHIRE - AOP Poitou-Charentes. *European Commission*.
- Berlin, J. (2002). Environmental life cycle assessment (LCA) of Swedish semi-hard cheese. *International Dairy Journal*, 12, 939–953.
- EDA, ACTALIA, ACE, ADEME, BEL group, CGDD, Constantia Flexibles, CLS, CNIEL/ATLA, Danone, DMK GROUP, FEVE, Fonterra, FrieslandCampina, IDF, IDELE, REWE Group, Q. (2018). Product Environmental Footprint Category Rules for Dairy Products. *European Commission*.
- European Commission. (2013). Raccomandazione della Commissione del 9 aprile 2013 relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni. *Gazzetta Ufficiale Dell'Unione Europea*, 2010.
- European Commission. (2018a). *Metodo EF 2.0*. European Commission. <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developerEF.xhtml>
- European Commission. (2018b). *Nodi EF*. European Commission. <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/contactListEF.xhtml>
- Fazio, S., Castellani, V., Sala, S., Schau, E. M., Secchi, M., Zampori, L., & Diaconu, E. (2018). Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment method. *European Commission*. <https://doi.org/10.2760/671368>
- Fromageries BEL SA. (2016). Product Environmental Footprint Supporting Study Babybel. *European Commission*.
- JRC. (2018). *LOOK@LCI*. European Commission. <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developer.xhtml>
- Kliaugaitė, D., & Staniškis, J. K. (2013). Comparative Life Cycle Assessment of high barrier polymer packaging for selecting resource efficient and environmentally low-impact materials. *International Journal of Environmental, Earth Science and Engineering*.
- Politecnico di Milano. (2017). *LIFE TTGG*. <http://www.lifettgg.eu/>
- Song, M. L., Fisher, R., Wang, J. L., & Cui, L. B. (2018). Environmental performance evaluation with big data: theories and methods. *Annals of Operations Research*.
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The Ecoinvent database. *Ecoinvent Website*, 1218–1230. <http://link.springer.com/10.1007/s11367-016-1087-8>
- Zampori, L., & Pant, R. (2019). Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method. *European Commission*, 248. <https://ec.europa.eu/jrc>

Analisi dell'impatto ambientale della produzione di carne bovina in un sistema di allevamento semi-intensivo in Paraguay

Michele Costantini¹, Ian Vazquez Rowe², Alessandro Manzardo³, Jacopo Bacenetti¹

¹Dipartimento di Scienze e Politiche Ambientali (ESP), Università degli Studi di Milano.

²Peruvian Life Cycle Assessment and Industrial Ecology Network (PELCAN), Department of Engineering, Pontificia Universidad Católica del Perú, Lima.

³ Centro studi qualità e ambiente (CESQA), Dipartimento di Ingegneria Industriale, Università degli Studi di Padova.

Email: michele.costantini@unimi.it

Abstract

A semi-intensive Paraguayan cattle farm was evaluated to investigate the environmental performance of beef production. The LCA method was applied with a "cradle-to-farm gate" perspective and 1 kg of Live Weight as Functional Unit. Primary data referring to cropping and livestock systems' inputs and outputs for the three-years from 2016 to 2018 were collected on site. Twelve different impact categories were evaluated. Cattle farming confirmed to be responsible for intensive GHG emissions (27.4 kg CO₂ eq/kg LW), especially when it happens mostly on pasture. A trade-off has been identified between impact categories strongly affected by animal-related emissions (including CC, TA and eutrophication) and others by feed production, despite its limited inclusion in the overall rearing cycle.

1. Introduzione

Il Paraguay è un paese che gioca un ruolo sempre più importante nel panorama agricolo sudamericano. Il settore zootecnico nel Paese è stato storicamente orientato alla produzione di carne bovina e si è sviluppato sfruttando vaste praterie naturali ricorrendo solo raramente alla stabulazione degli animali. In molte aree la produzione avviene ancora principalmente con pratiche caratterizzate da bassa produttività. Tuttavia, negli ultimi decenni si sono sviluppate pratiche di produzione più intensive, che prevedono pascoli coltivati e gestiti razionalmente. Sempre più spesso inoltre si sta affermando l'utilizzo di una fase di ingrasso finale confinata in feedlots e supportata dalla somministrazione di foraggi e mangimi (WWF, 2016). I pascoli, naturali e coltivati, rappresentano la principale destinazione della superficie agricola nazionale, con una estensione stimata di 17 milioni di ettari nel 2017 (FAOSTAT, 2020). Nello stesso anno la popolazione bovina ammontava a 13,6 milioni di capi, quasi interamente destinati alla produzione di carne (SENACSA, 2020).

Allo stesso tempo, la zootecnia è notoriamente causa di effetti ambientali avversi, tra cui i cambiamenti climatici, il rilascio di sostanze inquinanti in acqua e aria, la degradazione del suolo e la perdita di biodiversità (Roma et al., 2015). L'allevamento bovino in particolare è il settore che presenta le maggiori criticità ambientali, soprattutto quando destinato esclusivamente alla produzione di carne. La carne bovina è stata identificata come il prodotto di origine animale con l'impronta di carbonio più alta sia in termini assoluti che per kg di prodotto (Gerber et al., 2013), e presenta forti impatti ambientali, tra cui acidificazione, eutrofizzazione, consumo di acqua, risorse abiotiche e suolo (Roma et al., 2015).

In questo contributo vengono presentati i risultati relativi a uno studio LCA effettuato in un allevamento semi-intensivo al fine di valutare l'impatto ambientale della produzione di carne bovina in Paraguay.

2. Materiali e metodi

2.1. Obiettivo e campo di applicazione

L'azienda analizzata in questo studio è rappresentativa del sistema semi-intensivo di allevamento bovino del paese sia per la sua dimensione che per le sue caratteristiche gestionali-produttive. I risultati possono dunque essere utili per evidenziare le principali criticità ambientali di tale sistema produttivo ed identificare soluzioni che consentano di ridurre l'impatto.

L'unità funzionale considerata è 1 kg di peso vivo.

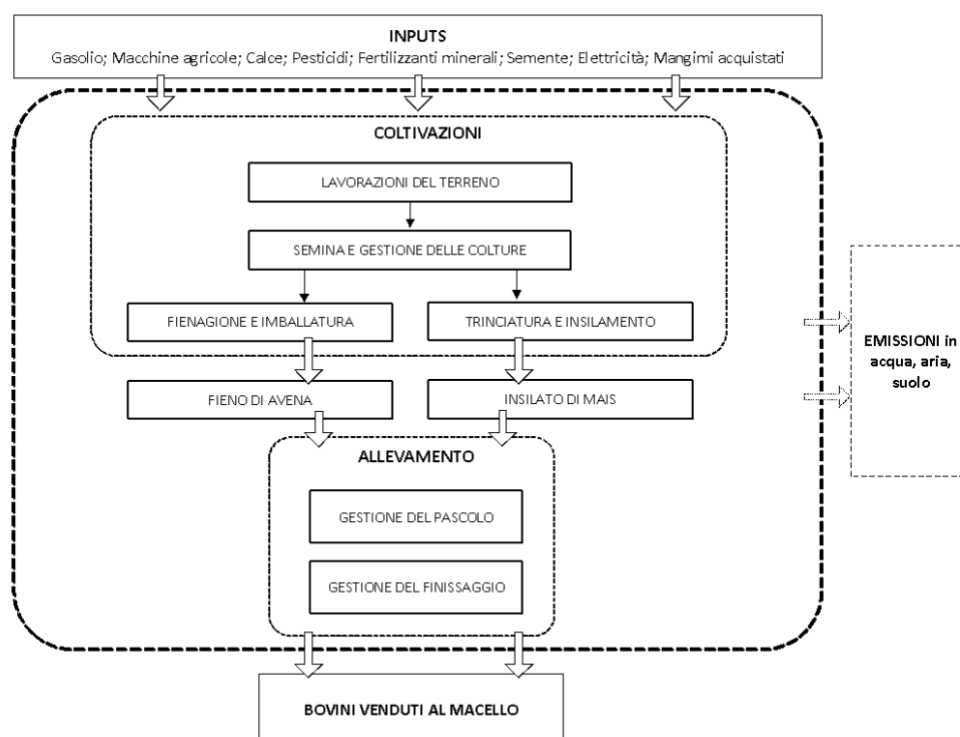


Figura 1: Confini del sistema

L'analisi è stata effettuata in una prospettiva *cradle-to-farm gate*. Pertanto, i confini del sistema (*Figura 1*) comprendono l'estrazione delle materie prime; la fabbricazione e fornitura dei diversi fattori produttivi impiegati (trattori e macchine operatrici, elettricità, gasolio, fertilizzanti, semi, mangimi, ecc.), la manutenzione dei fattori produttivi a logorio parziale (es. trattori e operatrici) e le emissioni legate al loro consumo (emissioni legate alla combustione del gasolio, uso di pesticidi e fertilizzanti minerali, ecc.), così come le emissioni legate alle fermentazioni enteriche ed alle deiezioni degli animali, che sono interamente lasciate al suolo, sia nei pascoli che nei feedlots, e non vanno incontro a nessun tipo di gestione (asportazione, stoccaggio, distribuzione, ecc.).

Poiché la destinazione della superficie agricola aziendale è rimasta costante negli ultimi decenni, il contenuto di carbonio organico nel suolo è stato considerato in equilibrio, e per lo stesso motivo non è stato considerato alcun cambio di destinazione del suolo (Land Use Change - LUC). Al contrario, sono state prese in considerazione le emissioni dovute al LUC indiretto collegato ai mangimi acquistati.

2.2. Descrizione del sistema e raccolta dei dati di inventario

L'azienda analizzata è localizzata nel Dipartimento di Alto Paraná nella regione orientale del Paraguay. La superficie agricola complessiva è di circa 3300 ha, una quota è destinata alla coltivazione di seminativi ed una quota all'allevamento (946 ha di pascolo). Le coltivazioni dedicate al consumo aziendale per l'allevamento sono l'avena (produzione di fieno) e il mais (per produrre insilati). L'avena è distribuita agli animali al pascolo durante l'inverno come supporto alimentare per via della scarsa produttività del pascolo nei mesi più freddi mentre l'insilato di mais è usato durante il finissaggio degli animali nei feedlots.

In azienda l'allevamento è dedicato alla produzione di bovini da carne con un sistema a ciclo chiuso vacca-vitello. La mandria perciò è divisa in due componenti distinte: le fattrici, tenute costantemente al pascolo e deputate alla riproduzione e all'allattamento dei vitelli fino allo svezzamento (all'età di 7 mesi), e gli animali all'ingrasso. Il ciclo di ingrasso dopo lo svezzamento si divide a sua volta in due fasi: un periodo di pascolo turnato della durata di 15 mesi ed il finissaggio confinato in feedlots, che prevede un'alimentazione a base di insilato di mais e mangimi concentrati. Quest'ultima fase dura 3 mesi e termina con la vendita degli animali al macello. La mandria varia nel corso dell'anno tra i 1200 ed i 1400 capi, di cui circa metà è rappresentata dal gruppo di vacche fattrici. L'azienda nel triennio 2016-2018 ha venduto 243 capi all'anno al peso vivo medio di 465 kg, il 53% dei quali giovani animali derivanti dall'ingrasso, mentre la restante quota costituita dalle fattrici rimontate.

I dati di inventario primari sui consumi di fattori produttivi e output generati sono stati raccolti grazie a questionari e interviste al personale. In *Tabella 1* sono riportati a titolo esemplificativo i dati di inventario relativi alla coltivazione del mais. Gli stessi dati sono stati raccolti per la coltivazione di avena e dei pascoli, interamente seminati a *Brachiaria spp.* e rinnovati su rotazione decennale. In *Tabella 2* invece vengono presentati dati riguardo alle principali caratteristiche produttive dell'allevamento.

Tabella 1: Operazioni colturali e input consumati per la coltivazione di 1 ha di mais destinato all'insilamento (resa: 34,3 ton·ha⁻¹; 33% di Sostanza Secca - SS). ww = larghezza di lavoro

Operazione colturale	Potenza trattore (kW)	Massa trattore (ton)	Macchinaria operatrice	Massa MO (ton)	Consumi di gasolio (kg·ha ⁻¹)	Prodotto (Quantità·ha ⁻¹)	Tempi di lavoro (h·ha ⁻¹)
Lavorazioni del terreno (1 volta ogni 5 anni)	65	3,8	Ripuntatore (ww: 2 m)	0,8	15,50	-	1,43
Lavorazioni del terreno (1 volta ogni 5 anni)	55	3,0	Applicazione di calce (ww: 10 m)	1,0	5,29	Calce Agricola (2000 kg)	0,18
Lavorazioni del terreno (1 volta ogni 5 anni)	65	3,8	Erpice a dischi (ww: 4 m)	0,8	4,90	-	0,45
Semina su sodo (x1)	105	5,4	Seminatrice di precisione (ww: 4,5 m; 11 linee)	4,0	9,60	Semente (30 kg); Fertilizzante N-P ₂ O ₅ -K ₂ O 10-15-15 (220 kg)	0,57
Distribuzione di prodotti agrochimici (x4)	-	-	Irroratrice semovente (ww: 24 m; 94 kW)	6,6	1,25	Erbicidi (2,23 L); Insetticidi (0,70 L); Fungicidi (0,37 L)	0,043
Mietitriciatura e raccolta (x1)	-	-	Falciatrice-caricatrice + trattore	5,0 + 4,5	52,80	-	0,35

Operazioni colturali	Potenza trattore (kW)	Massa trattore (ton)	Macchinari operativi	Massa MO (ton)	Consumi di gasolio (kg · ha⁻¹)	Prodotto (Quantità · ha⁻¹)	Tempi di lavoro (h · ha⁻¹)
			rimorchi				
Trasporto interno (1.5 km)	55	3,0	rimorchi	1500	0,16 (kg·km ⁻¹)	-	-

Tabella 2: Principali parametri produttivi del sistema di allevamento; valori medi per il triennio 2016-2018

Descrizione	Unità di misura	Quantità
Fattrici	n° capi	592
Tasso di rimonta	%-anno ⁻¹	16
Età al primo parto	Mesi	29
Intervallo interparto	Mesi	18
Vitelli nati	n° capi-anno ⁻¹	385
Vitelli svezzati	n° capi-anno ⁻¹	366
Peso allo svezzamento	Kg	170
Capi venduti, totali	n° capi-anno ⁻¹	243
<input type="checkbox"/> di cui giovani animali dopo l'ingrasso	n° capi-anno ⁻¹	130
<input type="checkbox"/> di cui fattrici rimontate	n° capi-anno ⁻¹	108
<input type="checkbox"/> di cui tori rimontati	n° capi-anno ⁻¹	5
Mortalità, tutti gli animali	%-anno ⁻¹	2,6

I dati primari sono stati integrati con secondari derivati da modelli di stima delle emissioni relative all'applicazione in campo di calce, fertilizzanti e fitofarmaci; alle fermentazioni enteriche e alle deiezioni degli animali (Brentrup et al., 2000; IPCC, 2006; Cai & Akiyama, 2016).

I dati di background per la produzione di sementi, calce, fertilizzanti, prodotti agrochimici, elettricità, gasolio, elettricità, trattori e macchine agricole, mangimi e sali integratori acquistati sono stati presi dal database Ecoinvent® v.3.5 (Weidema et al., 2013).

2.3. Analisi degli impatti

La valutazione degli impatti è stata eseguita utilizzando il metodo ILCD 2011 Midpoint + V1.10. Le categorie di impatto prese in esame sono le seguenti: cambiamento climatico (CC); assottigliamento dello strato di ozono (OD); tossicità umana, effetti non cancerogeni (HTnoc); tossicità umana, effetti cancerogeni (HTc); formazione di polveri sottili (PM); formazione di smog fotochimico (POF); acidificazione terrestre (TA); eutrofizzazione terrestre (TE); eutrofizzazione delle acque dolci (FE); eutrofizzazione marina (ME); ecotossicità per acque dolci (FEx); consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili (MFRD).

3. Risultati e discussione

La *Tabella 3* mostra i risultati in termini assoluti, mentre la *Figura 2* le contribuzioni relative delle diverse classi che li hanno determinati, riportate in legenda. In questo modo possono essere facilmente identificati gli hotspot per le diverse categorie.

Tabella 3: Impatto ambientale per 1 kg di peso vivo.

Categoria d'impatto	Valore
CC	27,4 kg CO ₂ eq
OD	$2,7 \cdot 10^{-7}$ kg CFC-11
HTnoc	$4,1 \cdot 10^{-7}$ CTUh
HTc	$4,1 \cdot 10^{-7}$ CTUh
PM	$5,2 \cdot 10^{-3}$ kg PM2.5 eq
POF	0,02 kg NMVOC eq
TA	0,20 molc H ⁺ eq
TE	0,89 molc N eq
FE	$3,6 \cdot 10^{-3}$ kg P eq
ME	0,15 kg N eq
FEx	13,8 CTUe
MFRD	$6,0 \cdot 10^{-5}$ kg Sb eq

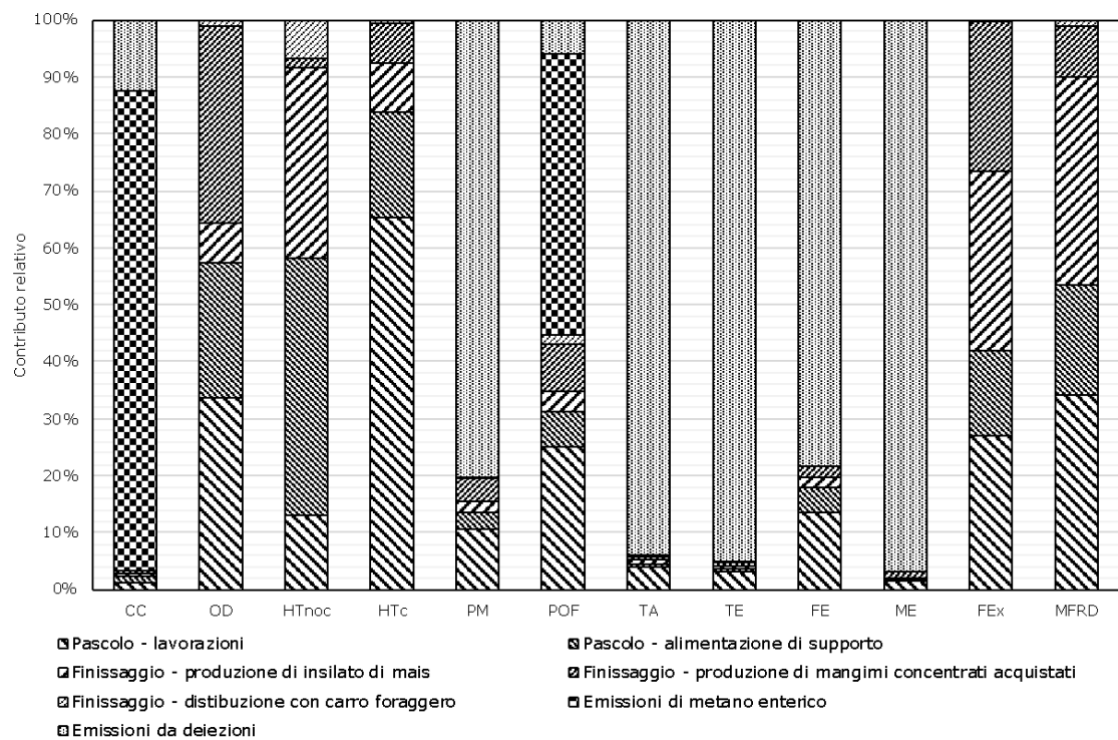


Figura 2: Analisi dei contributi relativi all'impatto per le categorie considerate.

Le emissioni di CH₄ enterico sono la principale causa di CC (84%), seguite dalle emissioni di N₂O e CH₄ dalle deiezioni prodotte dagli animali al pascolo e nella fase di finissaggio (12%). Il metano enterico è anche la maggiore causa di POF (49%). Le emissioni deiezioni invece hanno un ruolo di rilievo anche per TA (94%), PM (80%) e TE (95%), in particolare per via della volatilizzazione di NH₃, FE (78%), a causa del run-off di PO₄³⁻, e infine ME (97%), a causa della lisciviazione di NO₃⁻. Anche le lavorazioni del pascolo, nonostante vengano effettuate con rotazione decennale, sono responsabili di un impatto non trascurabile (dal 13% al 65%) per diverse categorie (OD, HT-noc, HT-c, POF, FEX e MFRD) principalmente a causa dell'elevato consumo di gasolio. La produzione di alimenti, comprendendo sia i foraggi di produzione interna che i concentrati acquistati, contribuisce in modo rilevante alle categorie di impatto legate alla tossicità, OD e MFRD.

Relativamente al CC, il valore ottenuto (27,4 kg CO₂ eq/kg PV) è alto se comparato con quello di altri prodotti di origine animale e anche rispetto alla media mondiale associata alla carne bovina stessa, pari a 28,7 kg CO₂ eq ma per kg di carne, dunque già ad avvenuta macellazione e selezione della parte edibile della carcassa (Clune et al., 2017). Tuttavia, tale valore rientra negli intervalli osservati in studi LCA relativi a sistemi di allevamento bovino da *Becoña et al.* (2014) in Uruguay (11,4-32,2 kg CO₂ eq/kg PV) e *Florindo et al.* (2017) e *Ruviaro et al.* (2015) in Brasile (17,1-31,2 e 18,3-42,6 kg CO₂ eq/kg PV, rispettivamente), pertanto si può affermare che i risultati, per quanto riguarda il CC, sono in linea con altri casi studio sull'allevamento bovino in Sud America. In altri sistemi produttivi in cui la fase di pascolo è più breve o addirittura non prevista, i valori CC sono regolarmente più bassi, come nell'UE (ad esempio 6,6-11,4 kg di CO₂ eq/kg PV, Nguyen et al., 2010). Modificare l'attuale sistema prevalentemente pascolivo passando ad altre tipologie di gestione dell'allevamento potrebbe essere una valida soluzione per ridurre l'impatto.

In generale, possibili riduzioni degli impatti ambientali della carne bovina nel caso studiato dovrebbero essere ricercate migliorando l'efficienza d'uso dei fattori produttivi sia sul fronte agricolo, con un incremento delle rese, che zootecnico, ad esempio per quanto riguarda le performance riproduttive delle fattrici. Gli stessi studi sopracitati relativi ai sistemi bovini sudamericani infatti hanno evidenziato che una gestione attenta della mandria e dei pascoli, sia in termini agronomici che per quanto riguarda il loro sfruttamento da parte del bestiame, possono determinare sensibili mitigazioni degli impatti, evitando, o almeno minimizzando, l'impiego di ulteriori input esterni.

4. Conclusioni

Questo studio conferma che l'allevamento bovino è causa di intense emissioni di gas serra, in particolare metano, quando prevede periodi prolungati di permanenza degli animali al pascolo. Anche la formazione di particolato, l'acidificazione e l'eutrofizzazione sono fortemente influenzate da emissioni legate agli animali, in particolare alle deiezioni depositate al pascolo. D'altro canto, la produzione di foraggi e mangimi, nonostante una inclusione limitata nel

ciclo di allevamento, influenza notevolmente le categorie d'impatto legate alla tossicità, l'assottigliamento dell'ozono ed il consumo di risorse abiotiche. Esistono molte opportunità per ridurre gli oneri ambientali nell'ambito dell'attuale sistema di produzione e dovrebbero essere ricercate innanzitutto attraverso maggiore efficienza nel consumo di fattori produttivi e nella gestione del ciclo di allevamento, con conseguente miglioramento della produttività.

Futuri studi potrebbero prendere in considerazione scenari di allevamento alternativi per effettuare confronti diretti tra diverse soluzioni gestionali. Inoltre, sarebbe necessario indagare alcuni aspetti che non sono stati inclusi in questo lavoro, come l'influenza del sistema pascolivo sulla biodiversità e sulla variazione del contenuto di carbonio organico nei suoli e l'impatto sociale ed economico di questo sistema produttivo.

5. Bibliografia

Becoña et al., 2014. Greenhouse gas emissions of beef cow-calf grazing systems in Uruguay. *Sustainable Agricultural Research*; 3, 89-105.

Brentrup F., Küsters J., Lammel J., Kuhlmann H., 2000. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 5, 349-357.

Cai Y., Akiyama H., 2016. Nitrogen loss factors of nitrogen trace gas emissions and leaching from excreta patches in grassland ecosystems: A summary of available data. *Science of the Total Environment*; 572, 185-195.

Clune S., Crossin E., Verghese K., 2017. Systematic review of greenhouse gas emissions for different fresh food categories. *Journal of Cleaner Production*; 140, 766-783.

FAOSTAT, 2020. FAO online statistical database (<http://faostat.fao.org>, accessed on January 2020).

Florindo et al., 2017. Carbon footprint and Life Cycle Costing of beef cattle in the Brazilian Midwest. *Journal of Cleaner Production*; 147, 119-129.

Gerber, P.J., Steinfeld, H., Henderson, B., Mottet, A., Opio, C., Dijkman, J., Faluccci, A. & Tempio, G. 2013. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.

IPCC, 2006. 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4: Agriculture, Forestry and other land use. Chapter 5: Cropland; Chapter 10: Emissions from livestock and manure management.

Nguyen et al., 2010. Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *Journal of Cleaner Production*; 18, 756-766.

Roma R., Corrado S., De Boni A., Bonaventura Forleo M., Fantin V., Moretti M., Palmieri N., Vitali A., De Camillis C., Live Cycle Assessment in the livestock and derived edible products sector, in: Notarnicola B. et al. (eds.), *Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector*. Springer International Publishing Switzerland, 2015. 251-332.

Ruviaro C.F., De Léis C.M., Lampert V., Barcellos J.O.J., Dewes H., 2015. Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. *Journal of Cleaner Production*; 96, 435-443.

SENACSA, 2020. Data retrieved from the SENACSA (*National Service for Animal Quality and Health*) online available database on Estadística Pecuaria (*Livestock Statistic*). (<http://www.senacsa.gov.py/index.php/informacion-publica/estadistica-pecuaria>, accessed on January 2020).

Weidema, B.P., Bauer. C., Hischer, 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.

World Wildlife Fund, 2016. Social, economic and environmental analysis of soybean and meat production in Paraguay. Asunción, Paraguay: WWF-Paraguay.

Sviluppo di un database italiano di Life Cycle Inventory dei prodotti agroalimentari: la metodologia

Bruno Notarnicola¹, Giacomo Falcone⁴, Giovanni Gulisano⁴, Lolita Liberatore³,
Serena Masini¹, Marina Mistretta⁴, Luigia Petti³, Patrizia Primerano², Andrea
Raggi³, Pietro A. Renzulli¹, Giuseppe Saija², Roberta Salomone², Alfio Strano⁴,
Giuseppe Tassielli¹

¹Università degli Studi di Bari Aldo Moro, ²Università degli Studi di Messina,
³Università degli Studi "G. d'Annunzio" di Chieti-Pescara, ⁴Università degli Studi
Mediterranea di Reggio Calabria

Email: bruno.notarnicola@uniba.it

Abstract

Il Progetto di Ricerca di Rilevante Interesse Nazionale - PRIN 2017, finanziato dal Ministero dell'Università e della Ricerca, nasce dall'esigenza di disporre di dati nazionali al fine di sviluppare un database italiano di Life Cycle Inventory dei prodotti agroalimentari. Nel presente contributo sono delineati gli aspetti metodologici che saranno alla base di questo database. Le filiere produttive incluse nel database, ritenute le più significative per il comparto agroalimentare italiano, sono: prodotti derivanti dal grano, quali pane e pasta; vino; olio di oliva; agrumi. Il database sarà costruito secondo una metodologia comune e coerente, applicabile trasversalmente a tutte le filiere oggetto di studio e diversificata per ciascuna fase del ciclo di vita del prodotto, adottando un approccio che tenga conto, nella definizione dei confini del sistema, anche delle fasi di distribuzione, di uso e di smaltimento dei rifiuti.

1. Introduzione

Il Progetto di Ricerca di Rilevante Interesse Nazionale PRIN 2017, dal titolo "Promoting Agri-Food Sustainability: Development of an Italian Life Cycle Inventory Database of Agri-Food Products" - Protocollo 2017EC9WF2, settore ERC SH2, Linea C - finanziato dal Ministero dell'Università e della Ricerca, ha l'obiettivo di sviluppare un database italiano di Life Cycle Inventory (LCI) dei prodotti agroalimentari. Il gruppo di ricerca è costituito da quattro unità scientifiche, ossia le Università di Bari, Messina, Chieti-Pescara e Reggio Calabria, ognuna delle quali ha usufruito di un finanziamento nell'ambito del bando PRIN 2017.

Il progetto fonda le sue basi sulla metodologia Life Cycle Assessment (LCA), ritenuta fondamentale dalla strategia europea per la produzione e il consumo sostenibili in quanto consente la valutazione del profilo ambientale del sistema di un prodotto, inclusi quelli agroalimentari. Per lo sviluppo di uno studio LCA, è necessario disporre di banche dati convalidate, attendibili e, soprattutto se ha per oggetto la valutazione di prodotti agroalimentari, quanto più attinenti alla zona di produzione, con particolare riferimento all'inventario della fase agricola. Le banche dati finora sviluppate per il comparto agroalimentare, quali ad esempio Agrifootprint, Ecoinvent, Agrybalyse, FoodLCADK, sono di provenienza estera

(Germania, Francia, Irlanda, Olanda, Danimarca, Regno Unito) e non sono sempre pienamente applicabili a prodotti agroalimentari di altri Paesi. La necessità di disporre di dati specifici riguarda in modo particolare i prodotti agroalimentari, ma anche la produzione dell'energia, i trasporti e le pratiche di gestione dei rifiuti. Numerosi studi hanno affrontato l'applicazione della metodologia LCA alle filiere sopra elencate (Notarnicola et al., 2015) mettendo in evidenza la sostanziale mancanza di dati di inventario specifici di origine italiana. Da qui la necessità di implementare un database italiano di prodotti agroalimentari; le filiere produttive incluse nel database, ritenute le più significative per il comparto agroalimentare italiano sono: prodotti derivanti dal grano, quali pane e pasta; vino; olio di oliva; agrumi. Il database verrà costruito secondo una metodologia comune e coerente, applicabile trasversalmente a tutte le filiere oggetto di studio e diversificata per ciascuna fase del ciclo di vita del prodotto, adottando un approccio che tenga conto, nella definizione dei confini del sistema, anche delle fasi di distribuzione, di uso e di opzioni alternative di management dei rifiuti. In questo contributo sono delineati gli aspetti metodologici che sono alla base della costruzione di questo database italiano.

2. La definizione della metodologia

Lo sviluppo del database italiano per le filiere agroalimentari del vino, dell'olio di oliva, degli agrumi e dei prodotti derivati dal grano deve essere basato su scelte metodologiche che, partendo dalle assunzioni definite nelle norme ISO 14040-44, si focalizzino sugli aspetti metodologici propri delle Food LCA, che ad oggi costituiscono ancora questioni aperte. Numerosi studi, infatti, hanno messo in evidenza come determinate scelte metodologiche possono influenzare i risultati di una Food LCA (Notarnicola et al., 2017, 2012; Sala et al., 2017, Gheewala et al., 2020). In particolare, tali aspetti riguardano:

- la variabilità delle produzioni agricole dovuta alla territorialità geografica;
- la variabilità della produttività agricola legata agli aspetti stagionali;
- l'unità funzionale a cui riferire lo studio;
- le regole di allocazione e la gestione della multifunzionalità dei prodotti agroalimentari;
- i modelli di dispersione dei pesticidi e dei fertilizzanti;
- le categorie di impatto legate alla tossicità umana e terrestre;
- l'inclusione dei rifiuti alimentari nella fase d'uso.

La soluzione di tali scelte metodologiche deve essere trattata opportunamente per ogni prodotto agroalimentare in quanto ognuno di esso ha una sua specificità. Per tale ragione, in questo studio si propone, per ogni filiera oggetto di studio, una preliminare analisi di rappresentatività della filiera stessa, attraverso la consultazione di dati statistici regionali ISTAT. In questa maniera, si identificheranno le regioni italiane responsabili cumulativamente dell'80% della produzione nazionale di materie prime e prodotti finiti, al fine di determinare una media nazionale. L'analisi statistica dovrà essere condotta su base quadriennale

(2015-2018), al fine di determinare dei valori medi che tengono conto della fluttuazione di diversi fattori che possono aver influito positivamente o negativamente sulla specifica coltivazione.

Le fonti dei dati di inventario saranno costituite da database statistici nazionali o di organizzazioni internazionali (come la FAO), relazioni ambientali delle aziende, relazioni tecniche su alimenti e agricoltura, dati primari raccolti direttamente sul campo e in azienda con una metodologia e un format comune. Le fasi del ciclo di vita dei prodotti delle filiere oggetto di studio che saranno prese in considerazione sono la fase agricola, la fase industriale, la fase distributiva, la fase d'uso e la fase di gestione dei rifiuti.

2.1. La fase agricola

Per quanto concerne la fase agricola si propone di combinare i dati statistici (es. rese, superfici, ecc.) con quelli descritti nei disciplinari agricoli regionali (e altri documenti regionali) relativi alla lotta integrata per la quantificazione del consumo di gasolio, di olio lubrificante e dell'utilizzo di pesticidi e fertilizzanti a livello regionale (con un eventuale calcolo del bilancio dell'azoto per la correzione di dati anomali). Per la determinazione quantitativa degli aspetti che generalmente si trovano negli inventari del ciclo di vita di un prodotto agricolo – come la resa produttiva (kg/ha), il consumo di fertilizzanti (kg/ha), il consumo di prodotti fitoiatrici (kg/ha), il consumo di carburante e olio lubrificante per i macchinari agricoli (kg/ha) e le emissioni in aria, acqua, suolo (kg/ha) – si propone la raccolta dati come di seguito riportata. Per la resa produttiva, sarà necessario condurre uno studio preliminare delle zone di produzione nazionale interessate dal prodotto agroalimentare considerato, al fine di ottenere dati quanto più “site-specific” della zona di coltivazione. Tale studio partirà dalla summenzionata analisi statistica dei dati ISTAT, prendendo come riferimento il valore medio delle rese ottenute nel quadriennio di riferimento, per tener conto dell'eventuale variabilità annuale delle colture.

Con riferimento ai fertilizzanti impiegati per ciascuna coltura, si prenderà in considerazione il quantitativo – in termini di azoto (N), anidride fosforica (P_2O_5) e ossido di potassio (K_2O) – indicato come dose standard nei disciplinari di produzione integrata di ciascuna regione, che forniscono al loro interno un piano di fertilizzazione aziendale e i quantitativi massimi dei macro-elementi nutritivi distribuibili annualmente per coltura o per ciclo colturale, ai quali gli agricoltori dovranno attenersi. Ad esempio, per la determinazione dei fertilizzanti impiegati nella coltivazione del frumento duro, verranno consultati i disciplinari di produzione delle principali regioni di produzione e sarà preso il valore della dose standard indicato. Al fine di valutare la coerenza dei dati ottenuti rispetto alla resa produttiva di ciascuna regione, si propone di effettuare un test sul bilancio di azoto che consiste nel bilanciare gli apporti e le asportazioni di azoto avvenuti nella coltura del grano, attenendosi alle dosi standard di fertilizzazione, contemplate nei disciplinari regionali di produzione integrata.

Il calcolo del bilancio dell'azoto si basa sulla differenza tra il totale degli apporti di azoto e il totale delle asportazioni avvenute. Gli apporti di azoto sono quelli

derivanti dalle precipitazioni atmosferiche, dalla coltura precedente, dalla concimazione organica, desunta dal disciplinare di produzione regionale ed, infine, dalla mineralizzazione della sostanza organica. Le asportazioni di azoto sono quelle dovute alla denitrificazione, alla volatilizzazione, alla lisciviazione e, infine, causate dalle emissioni di ammoniaca (NH₃) e protossido di azoto (N₂O). L'approccio da utilizzare per trasformare l'apporto di nutriente (N, P₂O₅) in tipologia di fertilizzante è simile a quello adottato nei database Agri-footprint ed Ecoinvent, che utilizzano un dato medio per i fertilizzanti ottenuto dai dati comunicati da alcuni impianti di produzione di fertilizzanti e dall'EFMA (European Fertilizers Manufacturers Association – Associazione Europea dei Produttori di Fertilizzanti).

Per le emissioni di protossido di azoto (N₂O) derivanti dall'applicazione dei fertilizzanti e le emissioni di anidride carbonica (CO₂) legate all'applicazione di calce e urea si propone di stimarle attraverso la metodologia IPCC (IPCC, 2006). Di seguito si riporta l'equazione 1, utilizzata per calcolare le emissioni di N₂O, in cui F_{SN} rappresenta la quantità di fertilizzante sintetico N applicata al suolo (kg N); F_{ON} rappresenta la quantità di aggiunte organiche di N applicate al suolo (kg N); F_{CR} è la quantità di N residuo della coltura precedente rimasto nel suolo (kg N) e F_{SOM} è la quantità di N del suolo che viene mineralizzata in associazione con una riduzione del carbonio nel suolo a seguito di cambiamenti nell'uso o nella gestione del suolo (kg N); EF₁ è il fattore di conversione dell'emissione (kg N₂O-N/kg) ed equivale a 0,01 (IPCC, 2006).

$$N_2O_{N_{inputs} - N} \text{ (kg)} = (F_{SN} + F_{ON} + F_{CR} + F_{SOM}) * EF_1$$

$$N_2O \text{ (kg)} = N_2O_{N_{inputs} - N} * 44/28 \text{ (1)}$$

Qualora nella coltura venga impiegato come fertilizzante azotato l'urea, sarà necessario calcolare l'emissione di CO₂, legata chimicamente alla molecola, secondo quanto suggerito nell'IPCC, 2006, secondo l'equazione 2, in cui M è l'urea applicata e EF è il fattore di emissione che equivale a 0,2.

$$CO_2 - C \text{ (kg)} = M * EF$$

$$CO_2 \text{ (kg)} = CO_2 - C \text{ (kg)} * 44/12 \text{ (2)}$$

Applicando il calcolo suggerito dalla guida IPCC, saranno stimate anche le emissioni di ammoniaca (NH₃) nell'aria e la lisciviazione dei nitrati (NO₃⁻) nel suolo. I calcoli per NH₃ e NO₃⁻ saranno effettuati seguendo l'approccio di Brentrup et al. 2000. Si presume che tutto l'azoto volatilizzato si converta in ammoniaca e che tutto l'azoto che fuoriesce venga emesso come nitrato. Di seguito si riportano le equazioni 3 e 4 usate per calcolare rispettivamente le emissioni di NH₃ e NO₃⁻.

$$NH_3 - N \text{ (kg)} = \text{kg N fertilizzazione} * 0,1$$

$$NH_3 \text{ (kg)} = NH_3 - N \text{ (kg)} * 17/14. \text{ (3)}$$

$$NO_3^- - N \text{ (kg)} = \text{kg N fertilizzazione} * 0,3$$

$$NO_3^- \text{ (kg)} = NO_3^- - N \text{ (kg)} * 62/14 \text{ (4)}$$

Durante i processi di denitrificazione nel suolo, possono anche essere prodotti ed emessi nell'atmosfera ossidi di azoto (NO_x). Le emissioni di NO_x sono misurate in relazione alle emissioni di N₂O utilizzando l'equazione 5 (IPCC, 2006):

$$\text{NO}_x = 0,21 * \text{N}_2\text{O} \quad (5)$$

Le emissioni di fosforo nell'acqua dovute all'uso dei fertilizzanti saranno calcolate in base al contenuto di fosforo del fertilizzante applicato. La frazione di emissione di fosforo che raggiunge l'acqua dolce è stimata come 5% di fosforo applicato come fertilizzante. Di seguito si riporta l'equazione 6 usata per calcolare l'emissione di fosforo.

$$P = \text{kg P}_2\text{O}_5 * 62/142 * 0,05 \quad (6)$$

Per il consumo di prodotti fitoiatrici impiegati per il diserbo agricolo nelle diverse colture, si impiegherà il report europeo "The Use of Plant Protection Products in the European Union" (EC, 2007), che contiene i dati sul consumo di diserbanti per diverse colture nei vari stati europei, dal 1992 al 2003. Per la determinazione quantitativa degli erbicidi, fungicidi ed insetticidi, si propone di utilizzare i dati del report, riparametrati per il totale dei fitofarmaci usati in Italia per la specifica filiera oggetto di studio. Solo la filiera dell'olio di oliva, tra le filiere oggetto di studio, non è presente nel report indicato. In tale circostanza, verranno utilizzati i dati della letteratura (Ribaud, 2017). Per la stima delle emissioni derivanti dall'applicazione dei formulati fitoiatrici, si assume che la destinazione ambientale del principio attivo del prodotto usato sia del 100% al suolo (De Beaufort-Langeveld et al. 2003). Questa assunzione metodologica viene utilizzata anche per i database Agri-footprint ed Ecoinvent. In alternativa, si può assumere che il 90% del principio attivo del formulato usato sia emesso al suolo, il 9% in atmosfera e l'1% in acqua (Zampori et al., 2019).

Con riferimento al consumo di carburante e olio lubrificante, si propone l'utilizzo dei dati di letteratura, ampiamente dettagliati per le colture oggetto di studio, oppure la consultazione del database di Life Cycle Inventory dei macchinari agricoli (Tassielli et al., 2019), sulla base della tipologia di trattori e attrezzi agricoli impiegati per la specifica coltura e per singola operazione agricola, diversificando il dato per classi di superfici da lavorare. In questa maniera, sarà possibile contabilizzare sia il dato del carburante legato allo svolgimento della singola operazione agricola, sia il consumo legato al numero di viaggi fatti dagli agricoltori per tornare sul campo e completare la specifica operazione.

2.2. La fase industriale di trasformazione

Per la modellizzazione della fase industriale, oltre all'utilizzo di dati di letteratura, si propone di sviluppare un sistema/approccio comune per la generazione di inventari specifici di particolari ambiti/aziende/consorzi per i quali sono disponibili dati sito-specifici. L'individuazione delle principali aziende nazionali di trasformazione costituirà la fonte per la raccolta dei dati specifici dei processi. Trattandosi delle aziende leader della filiera, si presuppone che posseggano le principali certificazioni di qualità, oltre a quelle ambientali. Dalla consultazione dei siti ufficiali delle aziende, è possibile avere accesso ai dati di impianto e di

produzione, attraverso ad esempio, l'analisi delle dichiarazioni ambientali, redatte in conformità al Reg. CE n. 1505/2017 (EMAS).

Accanto ai dati sul packaging del prodotto, si propone di verificare altre possibili soluzioni di confezionamento del prodotto, anche analizzando le numerose EPD pubblicate per il prodotto analizzato. Accanto a questi dati, se non esaustivi e sufficienti a determinare i bilanci di materia, si propone una richiesta dati più dettagliata all'azienda di riferimento, motivata dalla finalità di ricerca.

2.3. La fase di distribuzione

La fase distributiva dei prodotti delle filiere oggetto di studio è la fase che attiene alla logistica dei prodotti. Per la stima dei dati si propone di considerare la distribuzione sia nazionale che internazionale, divisi per distribuzione all'ingrosso e vendita al dettaglio. In particolare, per la modellizzazione di tale fase, si propone di tener conto del totale delle vendite del prodotto finito (espresso in tonnellate) con destinazione nazionale e quelle destinate ai paesi esteri che rappresentano l'80% delle esportazioni. Nel dettaglio, potranno essere analizzate le possibili modalità di trasporto impiegabili in relazione alle diverse destinazioni e potranno essere calcolate le distanze che intercorrono (espresse in km). La scelta metodologica è quella per cui le vendite in Italia vengono effettuate su strada con camion, calcolando la distanza dal cancello alla/e piattaforma/e logistica/logistiche di destinazione; mentre per le vendite estere si assume, nel caso di Paesi non collegati da rotte terrestri, che il trasporto venga effettuato via camion dal cancello dell'azienda al porto più vicino, via mare dal porto di origine al porto di destinazione e via terra dal porto alla capitale del Paese esportatore. Le distanze tra i porti in chilometri sono tratte dal sito web <http://www.sea-distances.org/>.

Nel caso in cui non fossero disponibili statistiche regionali della vendita del prodotto sul mercato internazionale si potrà utilizzare il dato delle esportazioni dell'azienda considerata dell'ultimo anno disponibile.

Un ulteriore aspetto da considerare è quello relativo alla percentuale di perdite lungo il ciclo di vita sul totale della produzione del prodotto. A tal proposito si impiegherà il rapporto "Global Food Losses and Food Waste for Europe" (Gustavsson et al., 2013), nel quale vengono quantificate le percentuali di perdita nelle varie fasi del ciclo di vita. I dati si riferiscono a gruppi delle materie prime e non a singoli prodotti. Nella fase di distribuzione bisognerà tenere conto anche del consumo di energia associato al periodo di permanenza del prodotto nel supermercato. Questo aspetto potrà essere incluso creando un processo simile a quello presente nel database danese LCA Food (Nielsen et al., 2003) che considera il consumo di energia elettrica associata ai prodotti venduti in vari tipi di supermercati.

2.4. La fase d'uso

Per la fase d'uso dei prodotti delle filiere oggetto dello studio si propone un approccio che prenda in considerazione due aspetti: il trasporto a casa del consumatore (ipotizzando un trasporto di 4 km in autovettura suddividendo il viaggio per 30 prodotti acquistabili in media) e la fase di uso domestico. Per

quelle filiere che prevedono la cottura domestica, i dati saranno raccolti e differenziati per la tecnologia impiegata per la cottura, analizzando la potenza installata nei vari sistemi e i tempi di cottura. La fase di cottura prevede l'uso di energia termica che può essere ottenuta utilizzando gas metano o elettricità. Gli impatti ambientali sono legati principalmente alle emissioni di anidride carbonica e variano a seconda della tecnologia e della miscela di riferimento impiegata. La fase d'uso del pane, del vino, dell'olio e degli agrumi consiste nell'assorbimento nella dieta del consumatore, e non richiede alcun tipo di input materiale e/o energetico.

2.5. La fase di fine vita

Lo scenario di fine vita dei rifiuti alimentari italiano potrà essere valutato a partire dai dati sullo smaltimento dei rifiuti nell'UE-28 sulla base della banca dati Eurostat che contiene statistiche sul "Trattamento dei rifiuti" [env_wastrt]. A tal fine, potranno essere incluse nell'analisi due categorie di rifiuti: la categoria W091 "Rifiuti di origine animale e mista" e la W092 "Rifiuti vegetali" per la nazione Italia.

I rifiuti derivanti dalle filiere oggetto di studio potranno essere, ad esempio, modellati come segue: 8% dei rifiuti alimentari a smaltimento in discarica, 5% ad incenerimento, 87% ad altri trattamenti di recupero. Poiché si presume che tale trattamento di recupero sia composto dall'80% di compostaggio e dal 20% di digestione anaerobica per la produzione di biogas (Jungbluth et al., 2007), si stima che il 69,6% dei rifiuti totali sia compostato, mentre il 17,4% sia digerito anaerobicamente. Quest'ultimo trattamento è relativo ad alimenti di origine animale. Per quanto riguarda il metabolismo umano degli alimenti, se inserito, si potrebbe utilizzare la metodologia proposta da Muñoz et al. (2007).

3. Conclusioni

Il presente lavoro definisce una dettagliata metodologia comune e coerente, applicabile a tutte le filiere oggetto di studio e diversificata per ciascuna fase del ciclo di vita, al fine di sviluppare un database italiano di Life Cycle Inventory dei prodotti agroalimentari. Tale metodologia, in particolare, verrà applicata per lo sviluppo dei database della filiera del grano, degli agrumi, dell'olio di oliva e del vino. Tali database risponderanno all'esigenza di disporre di banche dati convalidate, attendibili e quanto più attinenti alla zona di produzione per condurre studi di LCA sui prodotti agroalimentari italiani. Le attuali banche dati LCA disponibili non sono, infatti, perfettamente adattabili alla situazione produttiva italiana e questo può condurre a valutazioni ambientale scarsamente attendibili.

Lo sviluppo di un database italiano di Life Cycle Inventory, oltre a poter costituire la base scientifica di ulteriori studi applicati ad altre filiere agroalimentari, costituirà una solida base scientifica per condurre gli studi di LCA al fine dell'ottenimento delle EPD e della recente impronta ambientale di prodotto europea PEF, entrambe oggetto di una crescente diffusione negli ultimi anni. Basti pensare che le EPD del settore agroalimentare diffuse a livello globale, presenti nel database EPD e aggiornate al 2020, risultano essere 140, di cui 132 diffuse in Italia, proprio in ragione della rilevanza del settore agroalimentare per l'economia del Paese (ENVIRONDEC, 2020).

L'approccio metodologico fornito per lo sviluppo del database italiano di Life Cycle Inventory punta ad essere innovativo rispetto ai database attualmente esistenti in quanto, oltre a proporre il superamento delle attuali questioni metodologiche aperte, fornisce per ogni prodotto più set di dati, basandosi su di un approccio statistico che tenga conto della rappresentatività dei prodotti italiani ed includendo nei confini del sistema la fase di distribuzione e la fase d'uso.

4. Bibliografia

Brentrup, F., Küsters, J., Lammel, J., & Kuhlmann, H. (2000). Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(6), 349.

De Beaufort-Langeveld, A. S., Bretz, R., Hirschler, R., Huijbregts, M., Jean, P., Tanner, T., & van Hoof, G. (2003). *Code of Life-Cycle Inventory Practice*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC).

EC, 2007. Eurostat Statistical Books: "The Use of Plant Protection Products in the European Union" 1992-2003, 2007 Edition. European Commission, Brussels.

ENVIRONDEC, 2020, The International EPD system, <<https://www.environdec.com/>>

Gheewala S.H., Jungbluth N., Notarnicola B., Ridoutt B., van der Werf H., (2020). No simple menu for sustainable food production and consumption. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 25, 1175-1192.

Gustavsson, J., Cederberg, C., Sonesson, U., Van Otterdijk, R., & Meybeck, A. (2013). The methodology of the FAO study: "Global Food Losses and Food Waste – extent, causes and prevention – FAO, Rome, 2011.

IPCC, 2006. N₂O Emissions from Managed Soils and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application, vol. 4, pp. 1-54 (IPCC (Chapter 11)).

Jungbluth, N., Chudacoff, M., Dauriat, A., Dinkel, F., Doka, G., Emmenegger, M. F., & Sutter, J. (2007). Life Cycle Inventories of Bioenergy, Ecoinvent report version 2.0, Vol. 17. Swiss Centre for LCI, ESU. Dübendorf and Uster.

Muñoz, I., Mila i Canals, L., Clift, R., & Doka, G. (2007). A Simple Model to Include Human Excretion and Wastewater Treatment in Life Cycle Assessment of Food Products. Centre for Environmental Strategy, University of Surrey, Guildford (Surrey).

Nielsen, P.H., Nielsen, A.M., Weidema, B.P., Dalgaard, R., Halberg, N., 2003. LCA Food Data Base. <www.lcafood.dk>

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., Tassielli, G., Renzulli, P. A., & Giudice, A. L. (2015). Life Cycle Assessment in the agri-food sector: an overview of its key aspects, international

initiatives, certification, labelling schemes and methodological issues. In *Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector* (pp. 1-56). Springer, Cham.

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

Ribaudo, F. (2017). *Prontuario di agricoltura: ordinamenti colturali, aziende agricole, fabbricati rurali, cure colturali e tempi di lavoro, coltivazioni e allevamenti, selvicoltura e cantieri forestali, prezzoario*. Seconda Edizione. Hoepli, Milano.

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. *Journal of Cleaner Production*, 140, 387-398.

Tassielli, G., Renzulli, P. A., Mousavi-Avval, S. H., & Notarnicola, B. (2019). Quantifying life cycle inventories of agricultural field operations by considering different operational parameters. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(6), 1075-1092.

Zampori, L. and Pant, R., (2019). *Suggestions for updating the Organisation Environmental Footprint (OEF) method*, EUR 29681 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-76-00651-0, doi:10.2760/577225, JRC115960.

Assessment of carbon footprint of Italian red wines

Daniele D'Ammaro¹, Fiamma Valentino², Stefania Grillo², Emanuela Fiorini²,
Lucrezia Lamastra¹

¹Università Cattolica del Sacro Cuore, Department for Sustainable Food
Process, Via Emilia Parmense 84, 29122 Piacenza, PC, Italy

² Italian Ministry for Ecological Transition (MiTE), DG for Sustainable Growth
and Quality of Development (TA SOGESID), Via Cristoforo Colombo 44,
00147 Rome, Italy

*Email: daniele.dammaro@unicatt.it

Abstract

In recent years, the wine industry is facing two major environmental challenges: production is threatened by environmental changes such as global warming, and consumers are increasingly mindful of the impacts of winemaking. The focus of the present paper is the evaluation of CFP from 15 Italian red wines from 8 wineries. Considering system boundaries from cradle to grave, we found a 90% confidence interval for results between 0.974 kg CO₂ eq. and 1.991 kg CO₂ eq. and the average is 1.476 kg CO₂ eq./functional unit. The study underlines the main contributors of GHGs emissions, accounting over the 75% of the overall impact, as glass bottle (29%), electricity used in the winery stage (14%), transport and distribution of the final product (13%), heat used in the winery phase (9%) and fossil fuels used in vineyard (8%). Nitrogen organic and synthetic nitrogen fertilizers and agrochemicals used in the vineyard, with 1% each, were minor contributors to the CFP.

1. Introduction

The issue of greenhouse gas emissions, which are mostly caused by manufacturing practices such as agriculture, mining, transportation, and energy production, has long angered public interest due to the dangers they pose to the atmosphere and human health (Pattara et al., 2016).

In the context of environmental sustainability, life cycle tools (LC tools) such as Life Cycle Assessment (LCA), Carbon Footprint of Product (CFP), and Water Footprint (WF) are increasingly common in the study of product environmental loads in the agri-food chain, and improving production and transformation, packaging and consumption of products (Nemecek et al., 2016; Notarnicola et al., 2017; Tilman et al., 2011).

The CFP enables these individuals to assess the effects of each phase of the manufacturing process and, based on the findings, make recommendations for which measures should be changed.

One product that has increasingly received attention from LCA researchers is wine. The CFPs have been calculated and published for wines from multiple regions: Canada (Point et al., 2012), Europe (Neto et al., 2013; Ponstein et al., 2019; Rinaldi et al., 2016; Vázquez-Rowe et al., 2012), USA (Steenwerth et al., 2015) and Australia (Amienyo et al., 2014).

In this framework, the Italian Ministry for the Ecological Transition (MiTE) in 2011 developed the certification program for the Italian wine sector, VIVA. The final output of the program is a sustainability label that signals to the consumers the sustainability attributes of the products and provides easily interpretable information about four selected indicators: "Aria" (CFP, D'Ammaro et al., 2021), "Acqua" (Water Footprint, Lamastra et al., 2014), "Vigneto" (agronomic management sustainability; Lamastra et al., 2016) and "Territorio" (a selection of quality indicators to evaluate the socioeconomic aspects of sustainability).

2. Material and methods

2.1. Goal definition, functional unit and method

This study aimed to assess the CFPs from fifteen red Italian wines from eight different wineries and to identify the hot spots in the life cycle of the production that significantly contribute to the GHGs emissions.

The evaluation was assessed using VIVA methodology, which follows the guidelines and the requirements outlined in the 2016/2.0 Specification (MiTE, 2016), the 2019/2.1 Specification (MiTE, 2019) and ISO 14067:2018 specifications based on standard procedure (ISO14040-44, 2006 a,b). The ISO 14067 for a product-oriented study specifies principles, requirements and guidelines for the quantification and reporting of the CFP (ISO, 2018)

To assess the PFC of the functional unit (FU) chosen (0.75 L of wine), all GHGs emissions associated to all lifecycle of wine production, were estimated by multiplying the entity Ψ_i of any activity parameter (expressed in mass, energy, masse-km basis) by its corresponding emission factor EF_i :

$$CF = \sum_i (EF_i \Psi_i)$$

Since all activity data were referred to the aforementioned FU, the resulting CFP was expressed as kg CO₂ eq./FU.

An uncertainty analysis using the Monte Carlo technique was also performed to test the robustness of the results. For this purpose, a single-parameter sensitivity analysis has been performed. Considering each of fifteen products, the emissions associated to each of the five subsystems: vineyard, cellar, packaging, distribution, and consumption, have been varied one at a time, to its maximum

and minimum value, using their normal distribution and keeping the remaining parameters constant, and evaluating the subsequent change in the GHGs emissions of a 0.75 L bottle of wine. The equivalent total GHGs emissions, estimated with a confidence interval of 90%, and based on 10.000 simulations have been obtained. The sensitivity analyses were carried out using the risk analysis software @Risk.5.5 (Palisade Corp.).

2.2. Boundaries system

The CFP has been applied to the production process with a “cradle to grave” approach.

The system boundary of the VIVA methodology, comprising the following stages described in more depth in subsequent sections (see Figure 1):

- Vineyard: production, transportation from retail to firm and use of fertilizers and pesticides, production and use of fuels for cultivation and harvest of wine grapes, water supply, land use;
- Cellar; generation and consumption of electricity, production, transportation from retail to firm of oenological products and auxiliary materials, solid waste management;
- Packaging: production and transportation from retail to firm of primary, secondary and tertiary packaging;
- Distribution: transportation and distribution of the final product from firm to retailer;
- Consumption: transportation of the final product from retailer to consumer’s home, disposal of packaging materials consisting of incineration, landfilling and recycling process.

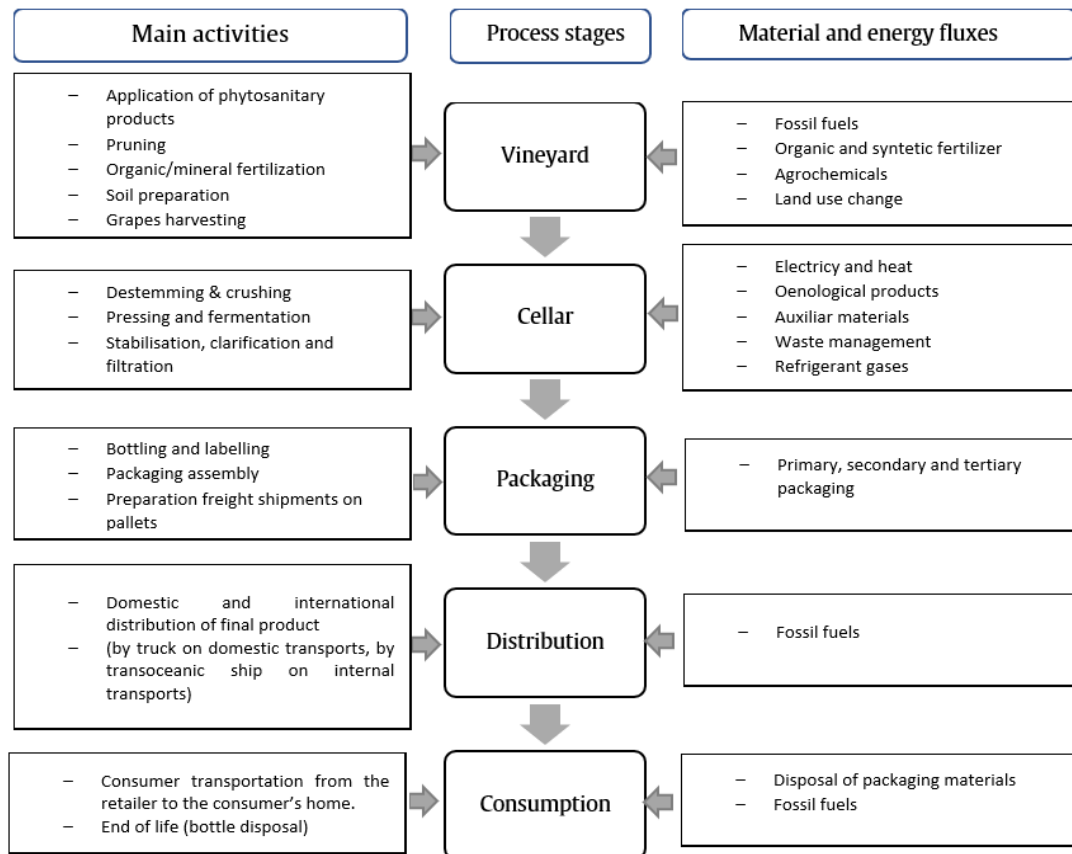


Figure 1: System boundaries and flow diagram of the wine production system.

3. Life cycle inventory (LCI) and analysis

Fifteen have been chosen from eight wineries located in the following five Italian regions: Emilia Romagna, Toscana, Veneto, Umbria and Marche (see Figure 2).



Figure 2: Location of wineries involved in the study.

The inventory data has been collected from the Study Reports of the Aria indicator, which is assessed in the framework of the VIVA program from 2014 to 2018 campaigns.

The minimum, maximum, mean and standard deviation values obtained for main activities in the vineyard stage and winery stage are presented in Table 1 and Table 2.

Table 1: Inventory data in vineyard related per ha.

<i>Vineyard stage</i>	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	<i>Mean</i>	<i>Std.dev.</i>
Fertilizers:				
Nitrogen organic and synthetic nitrogen fertilizers (kg N)⁻¹	0	162.5	15	±32.4
Agrochemichals:				
Fungicides (kg)	0.5	91.2	55	±27.7
Insecticides (kg)	0	5	0.44	±1.3
Herbicides (kg)	0	1.8	1	±0.8
Energy:				
Diesel (l)	170	54	348.6	±149.4

Table 2: Inventory data in winery related to the FU.

<i>Winery stage</i>	<i>Min.</i>	<i>Max.</i>	<i>Mean</i>	<i>Std.dev.</i>
Energy:				
Electricity (kWh)	0.05	1.2	0.6	±0.3
Methane gas (m³)	0	0.23	0.06	±0.1
Packaging:				
Glass bottle weight (kg)	0.36	0.70	0.55	±0.1

4. Results and discussion

The production of one bottle of wine (0.75 L), from cradle to grave, is associated with a CFP of 1.476 kg CO₂ eq. on average, based on the sensitivity analysis carried out (see Figure 3).

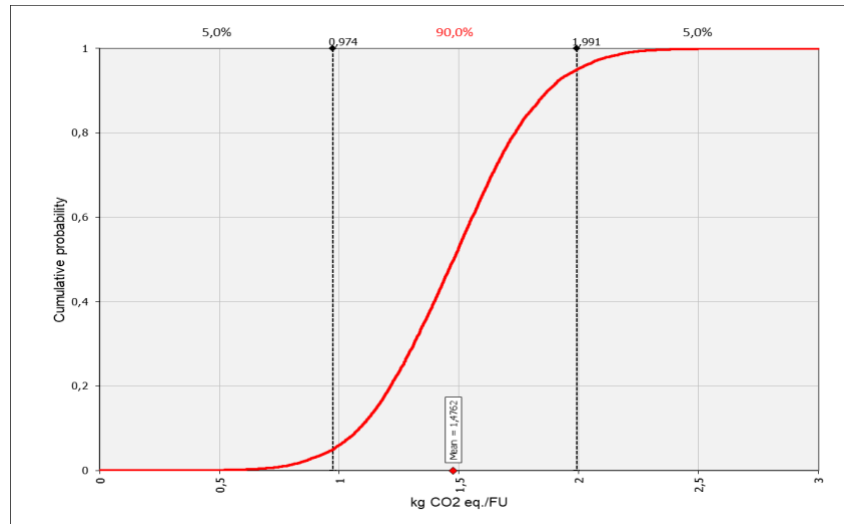


Figure 3: Monte Carlo simulation of GHGs emissions per FU.

The main contributory subsystems were packaging and cellar phases, accounting respectively with 37 % and 30% of the overall GHGs emissions (see Figure 4). Vineyard phase is the third largest contributor accounting for 16 %, distribution phase accounts for 15%, while impacts from the consumption phase are the smallest: (2%).

These findings are consistent with previous research (Bosco et al., 2011; Fusi et al., 2014; Navarro et al., 2017; Ponstein et al., 2019; Vázquez-Rowe et al., 2013), which found that packaging accounts for 50% on average. The cellar stage was accounted for 20% on the overall CFP by the same authors.

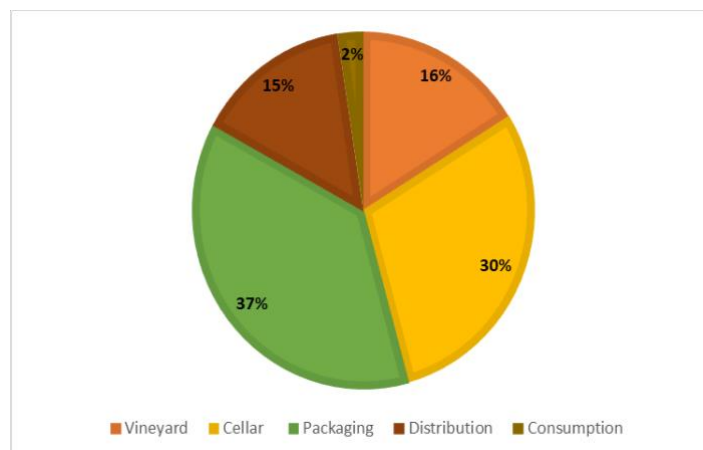


Figure 4: Relative contribution of the five subsystems considered to GHGs emissions.

Without grouping for the different subsystems considered, the main contributors of the average CFP were glass bottle (26%), electricity used in the cellar stage (17%), distribution phase, including transportation of raw and packaging materials (13%), heat used in the cellar phase (9%) and fossil fuels used in vineyard (8%). Emissions related to the use of organic and synthetic fertilizers and agrochemicals in vineyards accounted for 1% each one (see Figure 5). Other sources of GHGs (including land use change, oenological productions etc.) overall accounted for 25%.

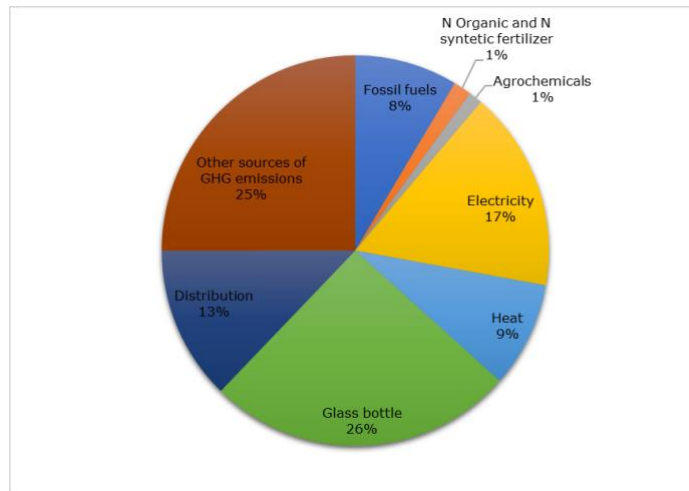


Figure 5: Percentage distribution of the contributors of GHGs emissions.

5. Conclusions

GHG emissions from wine production can differ significantly depending on management and input and material selection.

Considering system boundaries from cradle to grave, we found a 90% confidence interval for results between 0.974 kg CO₂ eq. and 1.991 kg CO₂ eq. and the average is 1.476 kg CO₂ eq./FU.

Based on our findings, glass production for bottling and the electricity consumption in the winery stage are the most impactful phases. The identified hotspots can be used to suggest different mitigation actions. The use of lighter bottles or packaging alternatives (e.g., bag-in-box, multilayer PET bottle and aseptic carton) can effectively reduce the emissions associated to glass bottles. While a combination of the replacement of grid electricity by renewable energies, could be a practical improvement to reduce GHGs emissions in the winery.

6. Acknowledgments

The authors would like to express their gratitude to the farmers who participated in the VIVA program for providing the results, as well as the MiTE for supporting the study. In accordance with the external audit carried out by third parties, the results of all the wines and organizations that received VIVA certification are available on the wine bottle label and in the Program website (www.viticoltureasostenibile.org).

7. Bibliography

- Amienyo, D., Camilleri, C., Azapagic, A., 2014. Environmental impacts of consumption of Australian red wine in the UK. *J. Clean. Prod.* 72, 110–119. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.02.044>
- Bosco, S., di Bene, C., Galli, M., Remorini, D., Massai, R., Bonari, E., 2011. Greenhouse gas emissions in the agricultural phase of wine production in the Maremma rural district in Tuscany, Italy. *Ital. J. Agron.* 6, 93–100. <https://doi.org/10.4081/ija.2011.e15>
- D'Ammaro, D., Capri, E., Valentino, F., Grillo, S., Fiorini, E., Lamastra, L., 2021. Benchmarking of carbon footprint data from the Italian wine sector: A comprehensive and extended analysis. *Sci. Total Environ.* 779, 146416. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146416>
- Fusi, A., Guidetti, R., Benedetto, G., 2014. Delving into the environmental aspect of a Sardinian white wine: From partial to total life cycle assessment. *Sci. Total Environ.* 472, 989–1000. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.148>
- Lamastra, L., Balderacchi, M., Di Guardo, A., Monchiero, M., Trevisan, M., 2016. A novel fuzzy expert system to assess the sustainability of the viticulture at the wine-estate scale. *Sci. Total Environ.* 572, 724–733. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.043>
- 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. Total Environ.* 490, 748–756. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.063>
- Navarro, A., Puig, R., Kılıç, E., Penavayre, S., Fullana-i-Palmer, P., 2017. Eco-innovation and benchmarking of carbon footprint data for vineyards and wineries in Spain and France. *J. Clean. Prod.* 142, 1661–1671. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.124>
- Nemecek, T., Jungbluth, N., i Canals, L.M., Schenck, R., 2016. Environmental impacts of food consumption and nutrition: where are we and what is next? *Int. J. Life Cycle Assess.* <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1071-3>
- Neto, B., Dias, A.C., Machado, M., 2013. Life cycle assessment of the supply chain of a Portuguese wine: From viticulture to distribution. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 590–602. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0518-4>
- 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. *J. Clean. Prod.* 140, 399–409. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.071>
- Pattara, C., Salomone, R., Cichelli, A., 2016. Carbon footprint of extra virgin olive oil: a comparative and driver analysis of different production processes in Centre Italy. *J. Clean. Prod.* 127, 533–547. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.03.152>
- Point, E., Tyedmers, P., Naugler, C., 2012. Life cycle environmental impacts of wine production and consumption in Nova Scotia, Canada. *J. Clean. Prod.* 27,

11–20. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.12.035>

Ponstein, H.J., Meyer-Aurich, A., Prochnow, A., 2019. Greenhouse gas emissions and mitigation options for German wine production. *J. Clean. Prod.* 212, 800–809. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.11.206>

Rinaldi, S., Bonamente, E., Scrucca, F., Merico, M.C., Asdrubali, F., Cotana, F., 2016. Water and carbon footprint of wine: Methodology review and application to a case study. *Sustain.* 8, 1–17. <https://doi.org/10.3390/su8070621>

Steenwerth, K.L., Strong, E.B., Greenhut, R.F., Williams, L., Kendall, A., 2015. Life cycle greenhouse gas, energy, and water assessment of wine grape production in California. *Int. J. Life Cycle Assessment* 1243–1253. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0935-2>

Tilman, D., Balzer, C., Hill, J., Befort, B.L., 2011. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 108, 20260–20264. <https://doi.org/10.1073/pnas.1116437108>

Vázquez-Rowe, I., Rugani, B., Benetto, E., 2013. Tapping carbon footprint variations in the European wine sector. *J. Clean. Prod.* 43, 146–155. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.036>

Vázquez-Rowe, I., Villanueva-Rey, P., Iribarren, D., Teresa Moreira, M., Feijoo, G., 2012a. Joint life cycle assessment and data envelopment analysis of grape production for vinification in the Rías Baixas appellation (NW Spain). *J. Clean. Prod.* 27, 92–102. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.12.039>

Vázquez-Rowe, I., Villanueva-Rey, P., Moreira, M.T., Feijoo, G., 2012b. Environmental analysis of Ribeiro wine from a timeline perspective: Harvest year matters when reporting environmental impacts. *J. Environ. Manage.* 98, 73–83. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.12.009>

Lo stoccaggio di carbonio organico nei suoli come indicatore addizionale negli studi di Product Environmental Footprint: il modello RothC applicato a un uliveto biologico in Italia

Valentina Fantin¹, Alessandro Buscaroli², Patrizia Buttol¹, Elisa Novelli³, Cristian Soldati², Denis Zannoni², Giovanni Zucchi³, Serena Righi²

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), Via Martiri di Monte Sole 4, 40129 Bologna (Italia)

²Centro di Ricerca Interdipartimentale per le Scienze Ambientali – CIRSA, Alma Mater Studiorum Università Bologna, Via S. Alberto 163, 48123 Ravenna (Italia)

³Oleificio Zucchi Spa, Via Acquaviva 12, 26100 Cremona (Italia)

Email: valentina.fantin@enea.it

Abstract

Questo articolo presenta l'applicazione del modello RothC, suggerito dalle Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR) dell'olio di oliva, attualmente in fase di bozza, per il calcolo dello stoccaggio del carbonio organico nel suolo in un'area coltivata ad ulivi della regione Lazio. Il quadro di riferimento è il metodo Product Environmental Footprint (PEF) sviluppato dalla Commissione Europea, che è in fase di sperimentazione all'interno del progetto LIFE EFFIGE. I risultati mostrano che la scelta delle pratiche colturali, ed in particolare delle colture di copertura, può agire come fattore di mitigazione su un orizzonte temporale di un centinaio di anni. Si osserva inoltre che il modello RothC, nonostante permetta di evidenziare informazioni addizionali importanti relative allo stoccaggio di carbonio organico negli studi PEF, richiede un utilizzo di dati e conoscenze tali da metterne in dubbio l'applicabilità in autonomia da parte delle imprese.

1. Introduzione

Il metodo Product Environmental Footprint (PEF) sviluppato dalla Commissione Europea (Commissione Europea, 2013) permette di calcolare le prestazioni ambientali di un prodotto lungo il suo ciclo di vita. Nelle Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR) sono indicate le categorie di impatto da includere nella valutazione, in funzione della specifica categoria di prodotto, e gli indicatori ambientali addizionali che si possono utilizzare. Sono inclusi fra questi ultimi quegli impatti ambientali che non vengono messi in evidenza nei modelli di valutazione di impatto dell'impronta ambientale, quali per esempio la biodiversità

o il carbonio organico nel suolo. Per quest'ultimo aspetto, in particolare, il metodo PEF indica che l'informazione ambientale sia trasmessa separatamente dal conteggio delle emissioni di gas climalteranti. Un esempio di questo approccio si trova nella PEFCR dell'olio di oliva (Technical Secretariat for Olive Oil, 2016), in cui si indica di includere il calcolo del carbonio stoccato nel suolo come "informazione ambientale addizionale" e di utilizzare per il calcolo RothC (Coleman and Jenkinson, 1996), un modello che nasce con lo scopo di valutare il turnover del carbonio nei suoli arabili del Rothamsted Long Term Field Experiments e la cui applicabilità si è estesa nel tempo ad altri ecosistemi (Francaviglia et al, 2013; FAO, 2018). RothC è stato utilizzato recentemente in alcuni studi di Life Cycle Assessment e Carbon Footprint per valutare lo stoccaggio di carbonio in alcune colture (Peter et al., 2016; Yao et al., 2017).

Nell'ambito del progetto LIFE EFFIGE (www.lifeeffige.eu) è in corso lo sviluppo della PEF di una produzione biologica di olio di oliva. In questo contesto si inserisce il lavoro presentato in questo articolo, che consiste nell'applicare il modello RothC per il calcolo dello stoccaggio del carbonio organico nel suolo in un'area coltivata ad ulivi della regione Lazio, con l'obiettivo di valutare: 1) l'influenza di differenti pratiche agricole sullo stoccaggio di carbonio nel suolo; 2) quanto lo stoccaggio di carbonio al suolo sia rilevante in termini di CO₂ equivalente rispetto alle emissioni globali di gas climalteranti del ciclo di vita dell'olio di oliva; 3) l'applicabilità del modello negli studi PEF.

2. Applicazione del modello RothC ad un uliveto nel Lazio

2.1. Il modello Roth C

Il modello RothC simula il turnover del carbonio organico in un suolo non saturo di acqua, in funzione del tipo di suolo, della temperatura, del contenuto di umidità e della copertura vegetale (Coleman and Jenkinson, 1996). RothC permette di stimare le dinamiche degli stock di carbonio (in tC•ha⁻¹) attraverso la conoscenza di variabili climatiche, pedologiche e di gestione e uso del suolo. Il calcolo delle variazioni di carbonio organico del suolo (SOC – Soil Organic Carbon) avviene mediante equazioni matematiche che ne descrivono i processi fisici e chimici coinvolti. RothC suddivide il SOC in quattro pool attivi (Materiale vegetale decomponibile – DPM; Materiale vegetale resistente – RPM; Biomassa microbica – BIO; Materia organica umificata - HUM) e un pool relativo alla materia organica inerte (Inert Organic Matter – IOM) non coinvolto nei processi di turnover. I pool attivi DPM, BIO, RPM e HUM hanno tempi di turnover rispettivamente di: 0,1; 1,5; 3,3 e 50 anni (Jenkinson, 1990). Il carbonio proveniente dalle piante è diviso nei pool DPM e RPM, secondo il rapporto DPM/RPM caratteristico di ogni coltura. I pool di carbonio DPM e RPM in seguito si decompongono dando origine a CO₂, BIO e HUM. La ripartizione tra CO₂ e BIO+HUM (46% BIO e 54% HUM) è determinata dal contenuto in argilla del suolo. BIO e HUM a loro volta si decompongono ulteriormente in CO₂, BIO e HUM. Nelle simulazioni RothC restituisce a intervalli mensili i valori di SOC e dei quattro pool che lo costituiscono, oltre al carbonio emesso come CO₂. Questo permette di valutare, all'interno di simulazioni variabili da anni a secoli, la ripartizione dei pool di

carbonio e la loro variazione nel tempo. In input il modello necessita dei seguenti parametri a cadenza mensile: precipitazione ed evapotraspirazione potenziale (mm); temperatura media (°C); grado di copertura del suolo (nudo o vegetato); apporti di carbonio da residui colturali ($tC \cdot ha^{-1}$) con il relativo rapporto DPM/RPM; apporti di carbonio da letamazioni ($tC \cdot ha^{-1}$). I parametri relativi al suolo sono invece la concentrazione di argilla (%); la profondità di lavorazione del suolo (cm) e il contenuto di IOM ($tC \cdot ha^{-1}$) calcolato dal valore iniziale del SOC misurato dall'analisi di laboratorio.

1.1. Dati raccolti e descrizione degli scenari

L'area in esame si trova nella provincia di Roma ed è caratterizzata da una produzione olivicola biologica. La situazione analizzata nel caso studio è rappresentativa delle pratiche di coltivazione e rese di produzione di questa area.

Il primo scenario analizzato (Scenario 1) è relativo all'attuale gestione agricola dell'area in esame, in cui sono presenti residui di potatura degli ulivi e colture di copertura, rappresentate da un prato polifita. Nel secondo scenario (Scenario 2) si assume che il prato polifita venga sostituito da favino, in modo da valutare come questa diversa pratica agricola influenzi lo stoccaggio di carbonio nel suolo. In entrambi gli scenari, la profondità di lavorazione del suolo è di 15 cm, pari al valore massimo raggiunto dagli interventi di erpicatura svolti in azienda. Il modello è stato applicato utilizzando una combinazione di dati sito-specifici e di letteratura.

I dati climatici (temperature medie e precipitazioni dell'area studiata) sono stati ricavati dal sito Arsiad della Regione Lazio e sono riferiti agli anni 2016 e 2017 (Regione Lazio, 2019). In assenza di dati primari, l'evapotraspirazione potenziale mensile è stata calcolata a partire dai dati meteorologici contenuti in Muller (1982) relativi al sito di Roma. Per i dati pedologici, si sono utilizzate le analisi chimico-fisiche di un campione di suolo rappresentativo dell'area oggetto dello studio. Sono stati considerati in particolare l'argilla (33%) e il valore di carbonio organico totale (1,33%), dal quale, previa la stima della densità apparente (Saxton and Rawls 2006), è stato calcolato il SOC misurato iniziale ($29 tC \cdot ha^{-1}$). Si è inoltre stimato che dal mese successivo all'erpicatura il suolo risulti scoperto per un periodo di circa 5 mesi (da giugno a ottobre). L'apporto di carbonio derivante da residui di potatura degli ulivi, pari a $0,50 tC \cdot ha^{-1}$, è stato calcolato a partire da un valore medio di residui ($2,2 t \cdot ha^{-1}$) (Di Blasi et al., 1997), considerando un contenuto di umidità del 50% e un contenuto di carbonio organico pari al 45% (Farina et al., 2018). Per quanto riguarda le colture di copertura, e in particolare per il prato polifita nello Scenario 1, si è considerato che l'intera pianta, una volta erpicata, rimanga sul suolo. Per calcolare l'apporto di carbonio del prato polifita, si sono dapprima calcolati la resa per ettaro derivante dallo sfalcio effettuato (Grain Dry Weight - GDW), la resa dei residui per ettaro soprasuolo (Aboveground residues - AGR) e la resa dei residui per ettaro sottosuolo (Belowground residues - BGR) (Stewart et al., 2007), considerando una resa del prato pari a $18 t \cdot ha^{-1}$ (CREA, 2019) e un contenuto di umidità del 91% (Francaviglia et al., 2013). In seguito, tali valori sono stati moltiplicati per il contenuto di carbonio organico del prato polifita (45%) (Farina et al., 2018), e

ridotti a 2/3 in quanto dalle fotointerpretazioni delle immagini satellitari (Google earth) si è osservato che l'area coltivata a ulivo risulta disomogenea come copertura del manto erboso. Ciò ha permesso di ottenere un apporto di carbonio derivante dal prato polifita pari a $0,9 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$. In modo analogo, si è calcolato l'apporto di carbonio derivante dall'uso del favino nello Scenario 2, considerando: una resa media di $4,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ (Istruzione Agraria online, 2020) di residui lasciati dalla pianta del favino dopo la raccolta della granella, una resa media della granella di $2,5 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ e un'umidità del 12,5% (Agriservice S.p.A., 2020). I valori di GDW, AGR e BGR sono stati poi moltiplicati per 0,45 (contenuto di C nel favio) e ridotti a 2/3, come per il prato polifita, ottenendo $3,8 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$ quale apporto totale di carbonio dal favino. Seguendo le indicazioni del manuale di RothC (Coleman and Jenkinson, 2014), ai residui di potatura si è attribuito un rapporto DPM/RPM pari a 0,25 (biomassa più ricca di lignina), mentre per le colture di copertura (prato polifita e favino) si è scelto 1,44 (biomassa più ricca in cellulosa). Dovendo fornire al software un valore unico, si è calcolato un dato medio del rapporto DPM/RPM, pesandolo rispetto ai rispettivi apporti di carbonio organico, ottenendo un valore di 1,02 per lo scenario 1 e 1,30 per lo scenario 2. Negli Scenari 1 e 2, gli apporti di carbonio da residui di potatura degli ulivi sono presenti in gennaio, febbraio e marzo, mentre quelli da colture di copertura sono presenti a maggio al momento dell'erpicoltura per il prato polifita (Scenario 1), e a giugno al momento della raccolta per il favino (Scenario 2).

2. Risultati e discussione

Le Figure 1 e 2 mostrano i risultati, relativi agli scenari 1 e 2 rispettivamente, dell'andamento dei pool di carbonio ottenuto con RothC, utilizzando simulazioni di 1000 anni, con restituzione del dato al termine di ogni anno. Nello Scenario 1 il pool DPM si azzerava prima della fine di ogni anno, mentre nello Scenario 2 permane un piccolo stock ($5,2\text{E}-03 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$) mantenuto costante dall'apporto del favino. I valori nulli o esigui di questo pool sono spiegati dal suo veloce turnover. Nello Scenario 2 si evidenzia un aumento di tutti gli altri pool (HUM, RPM e BIO), seppur in diversa misura e con diversi tempi di assestamento all'equilibrio. Questo si traduce in un aumento del SOC, che arriva a $45 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$. Per contro, si può osservare come nello Scenario 1, si abbia una diminuzione del SOC che da un valore di carbonio pari $29 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$, corrispondenti all'attuale gestione agricola dell'uliveto, scende fino a $11 \text{ tC}\cdot\text{ha}^{-1}$.

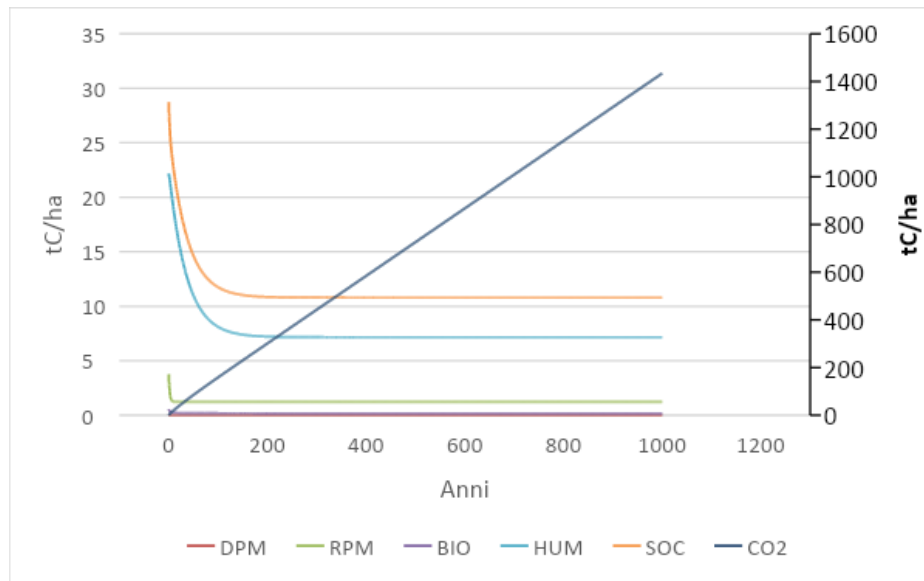


Figura 1: La Figura 1 si riferisce allo Scenario 1. Le ordinate di sinistra e di destra sono espresse in tC/ha e si riferiscono rispettivamente ai valori dei pool di carbonio, nella fattispecie a DPM, RPM, BIO, HUM e SOC e ai valori cumulati del C emesso sottoforma di CO2. In ascissa vi è il tempo di simulazione di 1000 anni con step annuali. Si osservi come il pool di SOC si riduca da 29tC/ha a 11 tC/ha, raggiungendo valori costanti dopo circa 447 anni, mentre il valore cumulato del C emesso sottoforma di CO2 presenta un andamento crescente pressoché lineare che raggiunge le 1434 tC/ha.

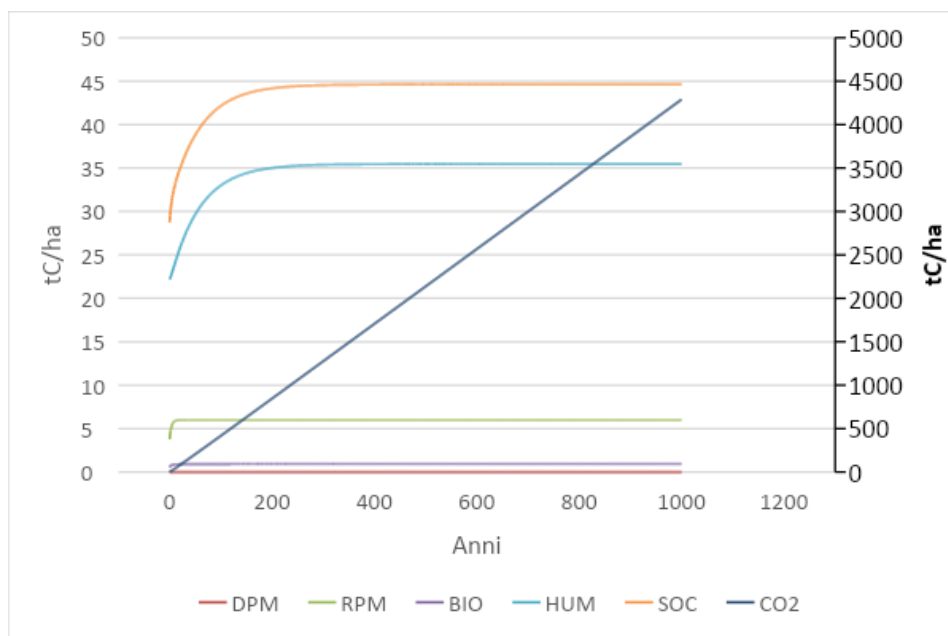


Figura 2: La Figura 2 si riferisce allo Scenario 2. Le ordinate di sinistra e di destra sono espresse in tC/ha e si riferiscono rispettivamente ai valori dei pool di carbonio, nella fattispecie a DPM, RPM, BIO, HUM e SOC e ai valori cumulati

del C emesso sottoforma di CO₂. In ascissa vi è il tempo di simulazione di 1000 anni con step annuali. Si osservi come il pool di SOC aumenti da 29tC/ha a 45 tC/ha, raggiungendo valori costanti dopo circa 745 anni, mentre il valore cumulato del C emesso sottoforma di CO₂ presenta un andamento crescente pressoché lineare che raggiunge le 4289 tC/ha.

I risultati riguardanti le variazioni di SOC ottenuti con RothC sono in seguito stati utilizzati per valutare se lo stoccaggio di carbonio sia rilevante in termini di CO₂ equivalente rispetto alle emissioni totali di gas climalteranti della produzione di olio di oliva. In particolare, si sono utilizzati i valori della categoria di impatto Global Warming Potential a 100 anni (GWP100) dello studio di Iraldo et al. (2014), considerando che si riferisce alla stessa area dello studio qui analizzato. Considerando che in questo studio la produzione annuale di olive è pari a circa 2,7 t•ha⁻¹ e la resa di produzione di olio è pari al 15%, si ottiene un valore di 1,5 t CO₂ eq. •ha⁻¹ per anno. I valori del SOC relativi a 100 anni ottenuti con RothC sono pari a 12 tC ha⁻¹ per lo Scenario 1 e 42 tC•ha⁻¹ per lo Scenario 2. Si è quindi applicata la seguente formula per il calcolo della variazione annuale di SOC in un tempo di 100 anni (Yao et al., 2017):

$$\Delta SOC (tC ha^{-1}y^{-1}) = \frac{SOC_{finale}(tC ha^{-1}) - SOC_{iniziale}(tC ha^{-1})}{T (y)}$$

Dove T(y) è il periodo di tempo tra il valore finale e il valore iniziale di SOC, ossia 100 anni, SOC_{finale} è il valore di SOC al tempo T(y) e SOC_{iniziale} è il SOC fornito dall'analisi chimico-fisica (29 tC•ha⁻¹). La variazione ΔSOC è pari a -0,17 tC•ha⁻¹y⁻¹ per lo Scenario 1 e 0,13 tC•ha⁻¹y⁻¹ per lo Scenario 2, che equivalgono a -0,62 t CO₂ eq. •ha⁻¹y⁻¹ e 0,49 t CO₂ eq. •ha⁻¹y⁻¹, rispettivamente. Nello Scenario 2, quindi, grazie all'introduzione del favino come coltura di copertura, vi è un importante stoccaggio netto annuo di carbonio.

I risultati evidenziano anche che la coltivazione biologica non è necessariamente sinonimo di “protezione del carbonio presente nel suolo”, sebbene alcune pratiche agronomiche tipiche della gestione biologica (es.: colture di copertura, minima lavorazione e fertilizzazione organica) conducano generalmente ad un minor rischio di depauperamento del SOC, rispetto alla gestione convenzionale (Lynch, 2014). Se si attua un sistema di coltivazione biologica, ma gli apporti di carbonio sono insufficienti a mantenere in equilibrio il carbonio nel suolo, si ha comunque depauperamento del suolo stesso, come osservato anche in Hábová et al. (2019) e Kirchmann et al. (2007).

Infine, è necessario fare alcune osservazioni sull'applicabilità di RothC negli studi PEF. L'uso del modello da parte delle imprese, a cui il metodo PEF si rivolge primariamente, è limitato dal fatto che alcuni dei dati necessari non sono in possesso dell'azienda (es. dati climatici, calcolo dell'apporto di residui colturali, evapotraspirazione, ecc.), ma devono essere reperiti in banche dati e letteratura scientifica. Inoltre, l'interpretazione dei risultati di RothC richiede conoscenze dell'algoritmo su cui è basato il modello, che difficilmente le imprese possiedono, e/o il supporto di un esperto pedologo e/o agronomo. Per questi motivi si ritiene

che il ricorso a RothC per il calcolo dello stoccaggio della CO₂ nel suolo, indicato nella bozza di PEF_{CR} dell'olio di oliva come strumento per l'azienda che intenda produrre dataset specifici relativi alla coltivazione delle olive, non sia allineato rispetto all'obiettivo di una facile applicazione e una maggior diffusione del metodo PEF nelle imprese, soprattutto se piccole e medie.

3. Conclusioni

L'applicazione del modello RothC ad un'area coltivata ad ulivo nel Lazio ha permesso di mettere in luce che il rispetto del disciplinare di coltivazione biologica non garantisce di per sé che sia preservata la qualità del suolo in termini di contenuto di carbonio organico e che la scelta delle colture di copertura (per esempio prato polifita o favino) è tra i fattori che possono fare la differenza rispetto a questo tema. Dati i valori in gioco relativi alla quantità di CO₂ associata al carbonio organico stoccato nel suolo, la scelta delle pratiche colturali può agire come fattore di mitigazione su un orizzonte temporale di un centinaio di anni.

Infine, il modello RothC, nonostante permetta di evidenziare informazioni addizionali importanti relativi allo stoccaggio di carbonio organico negli studi PEF, richiede un utilizzo di dati e conoscenze tali da metterne in dubbio l'applicabilità in autonomia da parte delle imprese, a cui il metodo PEF invece si rivolge.

Ringraziamenti

Questa attività è stata svolta all'interno del progetto LIFE EFFIGE (Environmental Footprint for Improving and Growing Eco-efficiency, LIFE16 ENV/IT/000172), cofinanziato dal programma LIFE dell'Unione Europea.

4. Bibliografia

Agriservice S.p.A, 2020. Caratteri botanici, biologia, esigenze ambientali, avversità e principali rimedi, varietà più diffuse, tecnica colturale. Disponibile su: <https://www.agroservicespa.it/>

Centro di Politiche e Bioeconomia (CREA), 2020. Disponibile su: http://polaris.crea.gov.it/psr_2014_2020/Regioni/UMBRIA/ANNUALITA2016/MIS.%204_2015/SOTTOMIS.%204.1/OPERAZIONE%204.1.1/UMB_M4.1.1_2017_All_A3_Tab_Produsz_Media_Colture_Foraggiere.pdf

Coleman, K., Jenkinson, D.S., 1996. RothC-26.3 – A model for the turnover of carbon in soil. In Powlson, D.S., Smith, P., Smith, J.U., (Eds), Evaluation of Soil Organic Matter Models Using Existing Long-Term Dataset. Springer-Verlag, Heidelberg, 237-246. https://doi.org/10.1007/978-3-642-61094-3_17.

Coleman, K., Jenkinson, D.S., 2014. RothC-26.3 – A model for the turnover of carbon in soil. Model description and user guide (Windows version). Rothamsted Research, Harpenden Herts ALQ 2JQ, UK. https://www.rothamsted.ac.uk/sites/default/files/RothC_guide_WIN.pdf

di Blasi C., Tanzi V., Lanzetta M., 1997. A study on the production of agricultural residues in Italy. Biomass and Bioenergy. 12, 321-331.

FAO, 2018. Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems – Guidelines for assessment (Draft for public review). Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership. FAO, Rome, Italy. <http://www.fao.org/3/I9693EN/i9693en.pdf>

Farina R., Testani E., Campanelli G., Leteo F., Napoli R., Canali S., Tittarelli F., 2018. Potential carbon sequestration in a Mediterranean organic vegetable cropping system. A model approach for evaluating the effects of compost and Agro-ecological Service Crops (ASCs). *Agricultural Systems*, 162, 239-248.

Francaviglia, R., Baffi, C., Nassisi, A., Cassinari, C., Farina, R., 2013. Use of the “RothC” model to simulate soil organic carbon dynamics on a silty-loam inceptisol in northern Italy under different fertilization practices. *Environmental quality*, 11, 17-28. <https://doi.org/10.6092/issn.2281-4485/4085>.

Hábová M., Pospíšilová L., Hlavinka P., Trnka M., Barančíková G., Tarasovičová Z., Takac J., Koco J., Menšík L., Nerušil P., 2019. Carbon pool in soil under organic and conventional farming systems. *Soil and Water Research* 14, 145–152.

Iraldo, F., Testa, F., Bartolozzi, I., 2014. An application of Life Cycle Assessment (LCA) as a green marketing tool for agricultural products: the case of extra-virgin olive oil in Val di Cornia, Italy. *Journal of Environmental Planning and Management*, 57, 78-103. <https://doi.org/10.1080/09640568.2012.735991>.

Istruzione Agraria online, 2020. Disponibile su: <http://www.agraria.org/coltivazionierbacee/fava.htm>.

Kirchmann H., Bergström L., Kätterer T., Mattsson L., Gesslein, S., 2007. Comparison of Long-Term Organic and Conventional Crop–Livestock Systems on a Previously Nutrient-Depleted Soil in Sweden. *Agronomy Journal*, 99, 960-972.

Lynch D., 2014. Sustaining soil organic carbon, soil quality, and soil health in organic field crop management systems. In Martin R. C., MacRae R., (Eds), *Managing energy, nutrients and pests in organic field crops*. CRC Press, Taylor and Francis Group, 107-131.

Muller. J. 1982. Selected climatic data for a global set of standard stations for vegetation science. Springer Netherlands.

Jenkinson, D.S., 1990. The turnover of organic carbon and nitrogen in soil. *Phil. Trans. R. Soc. London Ser. B*, 329, 361-369.

Peter C., Fiore A., Hagemann U., Nendel C., Xiloyannis C., 2016. Improving the accounting of field emissions in the carbon footprint of agricultural products: a comparison of default IPCC methods with readily available medium-effort modelling approaches. *Int J Life Cycle Assess*, 21, 791–805

Regione Lazio, 2019. SIARL Arsial: dati agrometeorologici della Regione Lazio. Disponibile su: <http://www.arsial.it/portalearsial/agrometeo/D3.asp#>

Saxton, K. E., Rawls, W. J., 2006. Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1569–1578. <https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117>

Stewart E., Paustian K., Conant R. T., Plante A. F., Six J., 2007. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. *Biogeochemistry*, 86, 19-31.

Technical Secretariat for Olive Oil, Product Environmental Footprint Category Rules for Olive Oil, 3rd Draft, Draft version 0.5, 22/09/2016, Editors: Erwin M. Schau (European Commission, Joint Research Centre), Juan Antonio Polo Palomino (CO2Consulting), George Michalopoulos (RodaxAgro) & Carlo Russo (University of Foggia).

Yao Z., Zhang D., Yao P., Zhao N., Liu N., Zhai B., Zhang S., Li Y., Huang D., Cao W., Gao Y., 2017. Coupling life-cycle assessment and the RothC model to estimate the carbon footprint of green manure-based wheat production in China. *Science of the Total Environment* 607–608, 433–442.

La definizione dei sistemi di prodotto di riferimento negli standard ISO 14000: applicazione nel Passaporto Ambientale per i prodotti agroalimentari della Montagna Vicentina

Alessandro Manzardo¹, Alessandro Marson¹, Jacopo Bacenetti², Antonio Scipioni¹

¹ CESQA, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Università degli studi di Padova

² Dipartimento di Scienze e Politiche Ambientali (ESP), Università degli Studi di Milano

Email: alessandro.manzardo@unipd.it

Abstract

L'eco-design è diventato uno strumento chiave al fine di perseguire e comunicare il miglioramento delle performance ambientali a livello di prodotto. Uno dei passi più importanti per l'attuazione di questo strumento è la definizione del sistema di riferimento rispetto al quale viene verificata la riduzione dei potenziali impatti ambientali. Il presente articolo indaga la definizione ed i requisiti del sistema di prodotto di riferimento all'interno della famiglia degli standard ISO 14000 e ne presenta l'applicazione del caso del progetto "Passaporto Ambientale per i prodotti agroalimentari della Montagna Vicentina". Il risultato dell'analisi, mostra come norme diverse presentino il concetto in modo diverso tra loro. L'applicazione mostra come tale diversità sia opportuna ed in grado di rispondere a diversi obiettivi in funzione degli specifici obiettivi aziendali.

1. Introduzione

Con il rafforzarsi delle politiche internazionali in materia di produzione e consumo sostenibile (Bierman et al., 2017), il mondo delle imprese ha maturato la necessità di disporre di strumenti utili a supportare l'analisi ed il miglioramento delle performance ambientali (UE, 2013). In questo contesto, il modello di eco-design proposto a livello ISO (ISO, 2002a) fondato sulla Life Cycle Assessment (ISO, 2006a) o analisi del ciclo di vita, si è affermato come un riferimento autorevole per quantificare i potenziali impatti ambientali dei prodotti e per dimostrare quindi l'efficacia di azioni intraprese per la loro riduzione.

Dal punto di vista metodologico, al fine di condurre uno studio di eco-design, uno dei primi passi è quello di definire con chiarezza le caratteristiche del sistema di prodotto di riferimento rispetto al quale confrontarsi (ISO, 2002s). A livello Europeo questa necessità è stata affrontata dall'iniziativa della Product Environmental Footprint (PEF) (UE, 2013). Il programma, lanciato nel 2013, ha portato alla pubblicazione delle performance ambientali di 19 sistemi di prodotto afferenti ad altrettante categorie merceologiche rappresentative della media del mercato europeo, detti benchmark, che sono stati ottenuti attraverso la

conduzione di studi di LCA. Questi benchmark costituiscono quindi il riferimento rispetto al quale verificare se uno specifico prodotto presenta o meno performance migliorative.

Anche in Italia, grazie alla pubblicazione del regolamento Made Green in Italy (MGI) del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) (MATTM, 2018), si è intervenuti sull'argomento. L'iniziativa, che si basa sull'esperienza della PEF Europea, prevede infatti la pubblicazione delle performance ambientali di sistemi di prodotto rappresentativi del mercato. Questi benchmark, che risultano anch'essi dall'applicazione di studi di ciclo di vita, vengono quindi impiegati per regolamentare il rilascio del marchio MGI che viene concesso ai soli prodotti con performance migliorative o equivalenti. Ad oggi risulta pubblicato un solo benchmark afferente a questo schema. Sebbene l'importanza e la portata di queste iniziative sia notevole, è doveroso riconoscere come il numero di benchmark pubblicati risulti ad oggi esiguo rispetto al numero delle categorie merceologiche dei beni disponibili nel mercato. Ne consegue che molte aziende non dispongono di regole chiare per l'identificazione dei requisiti del sistema di riferimento rispetto al quale dimostrare il proprio impegno nella riduzione degli impatti ambientali dei propri prodotti.

L'obiettivo generale del presente studio è quindi quello di supportare il processo di riduzione dei potenziali impatti ambientali di prodotto attraverso:

- Lo sviluppo di un approccio per la definizione e l'identificazione dei requisiti del sistema di riferimento rispetto al quale valutare la riduzione dei potenziali impatti ambientali;
- La verifica dell'applicabilità dell'approccio proposto in diversi casi studio.

La presente ricerca si inserisce all'interno 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 prevede infatti di conseguire una riduzione dei potenziali impatti ambientali di 7 sistemi produttivi caratteristici del territorio della Montagna Vicentina.

2. Materiali e Metodi

2.1. L'analisi degli standard appartenenti all' ISO/TC 207

Al fine di determinare un approccio alla definizione del sistema di riferimento ed i relativi requisiti, in questo studio si è deciso di adottare il metodo della ricerca bibliografica sistematica concentrandosi sulle norme ISO pubblicate o in fase di pubblicazione da parte del comitato tecnico ISO/TC 207 che si occupa di gestione ambientale. L'analisi ha riguardato quindi 62 documenti. In particolare, all'interno del testo degli standard, si sono ricercate le seguenti parole chiave: comparison, comparative, baseline, benchmark, benchmarking, base year, reference period. Dall'analisi è emerso che circa il 25% degli standard, ovvero 15 documenti, affrontano il tema del sistema di riferimento e della comparazione (tabella 1).

Questi documenti sono quindi stati oggetto approfondito della presente ricerca. Dall'approfondimento dei contenuti di questi standard, risulta evidente che la terminologia impiegata per definire il sistema di riferimento rispetto al quale effettuare la comparazione, ed i requisiti riportati per determinarne quindi le caratteristiche, non sempre risultano allineati. I termini più utilizzati per riferirsi ad un sistema di prodotto di riferimento sono risultati essere baseline, utilizzata in 6 documenti, e benchmark, utilizzato in 5 documenti.

Tabella 1: standard che affrontano la tematica della gestione ambientale di prodotto

	Rif.	Ann o	Status	Titolo
1	14050	200 9	Pubblicata	Environmental management — Vocabulary
2	TR 14062	200 2	Pubblicata	Environmental management — Integrating environmental aspects into product design and development
3	IEC 62430	201 9	Pubblicata	Environmentally conscious design (ECD) — Principles, requirements and guidance
4	14006	202 0	Pubblicata	Environmental management systems — Guidelines for incorporating ecodesign
5	14021	201 6	In revisione	Environmental labels and declarations — Self-declared environmental claims (Type II environmental labelling)
6	14025	201 0	Pubblicata	Environmental labels and declarations — Type III environmental declarations — Principles and procedures
7	14026	201 7	Pubblicata	Environmental labels and declarations — Principles, requirements and guidelines for communication of footprint information
8	14034	201 6	Pubblicata	Environmental management — Environmental technology verification (ETV)
9	14035	201 9	Pubblicata	Environmental technology verification — ETV - Guidance to implement ISO 14034
1 0	14040	200 6	Pubblicata	Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework

	Rif.	Ann o	Status	Titolo
1 1	14044	200 6	Pubblicata	Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines
1 2	14045	201 2	Pubblicata	Environmental management — Eco-efficiency assessment of product systems — Principles, requirements and guidelines
1 3	14046	201 4	Pubblicata	Environmental management — Water footprint — Principles, requirements and guidelines
1 4	TS 14048	200 2	Pubblicata	Environmental management — Life cycle assessment — Data documentation format
1 5	14067	201 8	Pubblicata	Greenhouse gases — Carbon footprint of products — Requirements and guidelines for quantification

A tal proposito, con riferimento alle terminologie impiegate, nel caso della ISO 14050 (ISO, 2010) ovvero la norma che definisce il linguaggio comune agli standard della serie ISO 14000, il concetto di comparazione delle performance viene espresso con il termine baseline e con particolare riferimento ai soli cambiamenti climatici a livello di organizzazione. Da notare che nella suddetta norma non si fa alcun riferimento al termine di benchmark ambientale di prodotto. Nel caso della norma ISO 14062 (ISO, 2002a), che si focalizza sull'eco-design di prodotto, il termine benchmark, sebbene non sia presente tra le definizioni, viene invece utilizzato e descritto nel dettaglio all'interno del testo. Si evince quindi che il sistema di riferimento per valutare il miglioramento delle performance ambientali di un prodotto possa essere interno, ed in questo caso definito con il termine baseline, o esterno ovvero definito come prodotto medio di mercato o di settore. ISO IEC 62430 (ISO, 2019), di recente pubblicazione, costruisce ed elabora in modo operativo i concetti espressi all'interno della ISO/TR 14062 per l'ecodesign, rivedendo tuttavia i riferimenti per la comparazione adottando il termine benchmark, che viene definito come un prodotto della concorrenza od un prodotto medio del mercato. Nel caso della ISO 14006 (ISO, 2020), di recente pubblicazione, che affronta il tema dell'integrazione dell'eco-design di prodotto nei processi aziendali, si utilizza il termine baseline riferendosi in modo diretto a prodotti precedenti realizzati dalla stessa azienda o prodotti dei competitor e lasciando la porta aperta, senza però riportare esempi, anche ad altri sistemi di riferimento definiti dalla stessa azienda. Nel caso della 14021 (ISO; 2016), non si usano i termini benchmark o baseline sebbene gli stessi vengano definiti in modo indiretto richiamando il concetto di sistema di riferimento per la comparazione che viene identificato come un prodotto o processo esistente dell'organizzazione

oppure di un'altra organizzazione (e.g. competitor, mercato etc.). Nel caso della ISO 14026 (ISO, 2017) per la comunicazione dei footprint, il tema della comparazione è citato in modo diretto utilizzando il termine baseline nel caso di valutazione delle performance di un prodotto nel tempo, dove il sistema di riferimento è il prodotto stesso in momenti diversi, ed indiretto, richiamando la possibilità di effettuare comparazioni con un altro sistema di prodotto della stessa azienda (e.g. un prodotto precedente) oppure della concorrenza. Nel caso delle norme ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006 a; 2006b) non vengono citati i termini benchmark o baseline ma la comparazione di sistemi è dettagliata con particolare riferimento alle asserzioni comparative ovvero i claim dove si evidenzia la superiorità o l'equivalenza di un sistema di prodotto rispetto ad un altro concorrente. Nella ISO 14048 (2002), specifica tecnica per la raccolta dei dati di inventario, il termine benchmark viene solo citato ma non definito. Nelle norme ISO 14067 (ISO, 2018) ed ISO 14046 (ISO,2014), viene utilizzato il termine baseline definito in modo coerente a quanto già fatto nella ISO 14026 per la comunicazione dei footprint ambientali. Nelle ISO 14034 per la verifica delle tecnologie ambientali, ed ISO 14035, che ne riporta esempi applicativi, viene usato il termine benchmark, definito come il prodotto tecnologico rispetto al quale dimostrare le performance innovative introdotte. In questo caso il benchmark può essere sia interno che esterno e rifarsi ad esempio alle Best Available Technologies (EU, 2010). Con riferimento ai requisiti per effettuare una comparazione tra sistemi e valutarne quindi le possibili migliorie, nel caso della ISO 14020 (ISO, 2016), i sistemi che si vogliono confrontare devono essere indagati adottando metodi di valutazione standard o riconosciuti, presentare funzioni simili, stessa unità funzionale e assunzioni oltre che avere mercati di riferimento equivalenti. Nel caso della ISO 14025 (ISO, 2010), riguardante le dichiarazioni ambientali di prodotto e nata proprio per favorire la confrontabilità di sistemi di prodotto, lo strumento per favorire la comparazione sono le Product Category Rules (PCR), le quali identificano le regole per la conduzione dello studio di ciclo di vita del sistema in esame così come i contenuti obbligatori della dichiarazione. In questo contesto le PCR costituiscono di fatto un modo per limitare i gradi di libertà di uno studio di LCA favorendo la comparabilità dei sistemi di prodotto in esame. Sulla stessa linea si presenta la ISO 14026 per la comunicazione dei footprint dove si richiama infatti all'importanza dell'impiego delle PCR per garantire la comparabilità dei sistemi. Si è inoltre molto espliciti nel caso delle asserzioni comparative dove devono essere garantite le stesse funzioni, le stesse scelte, le stesse assunzioni, stesse esclusioni e ovviamente stessi footprint ambientali. È interessante notare come in questo caso la norma richieda espressamente che i risultati degli studi impiegati nel confronto siano stati sottoposti a revisione critica o agli altri processi di verifica previsti ad esempio nel caso delle dichiarazioni ambientali di prodotto. Questi punti sono inoltre presenti anche nelle norme ISO 14040 e 44 (ISO, 2006a; 2006b) che integrano i requisiti per le asserzioni comparative rese al pubblico sottolineando la delicatezza della scelta degli indicatori e dei fattori di pesatura e chiarendo che asserzioni comparative non devono fermarsi ad una valutazione d'impatto precedente e questa fase.

2.2. Approccio per la definizione dei requisiti del sistema di riferimento

Sulla base dei risultati dell'analisi degli standard ISO, al fine di definire il sistema di riferimento per il progetto del Passaporto Ambientale, in questo studio, è stato quindi elaborato l'approccio riportato in figura 1.

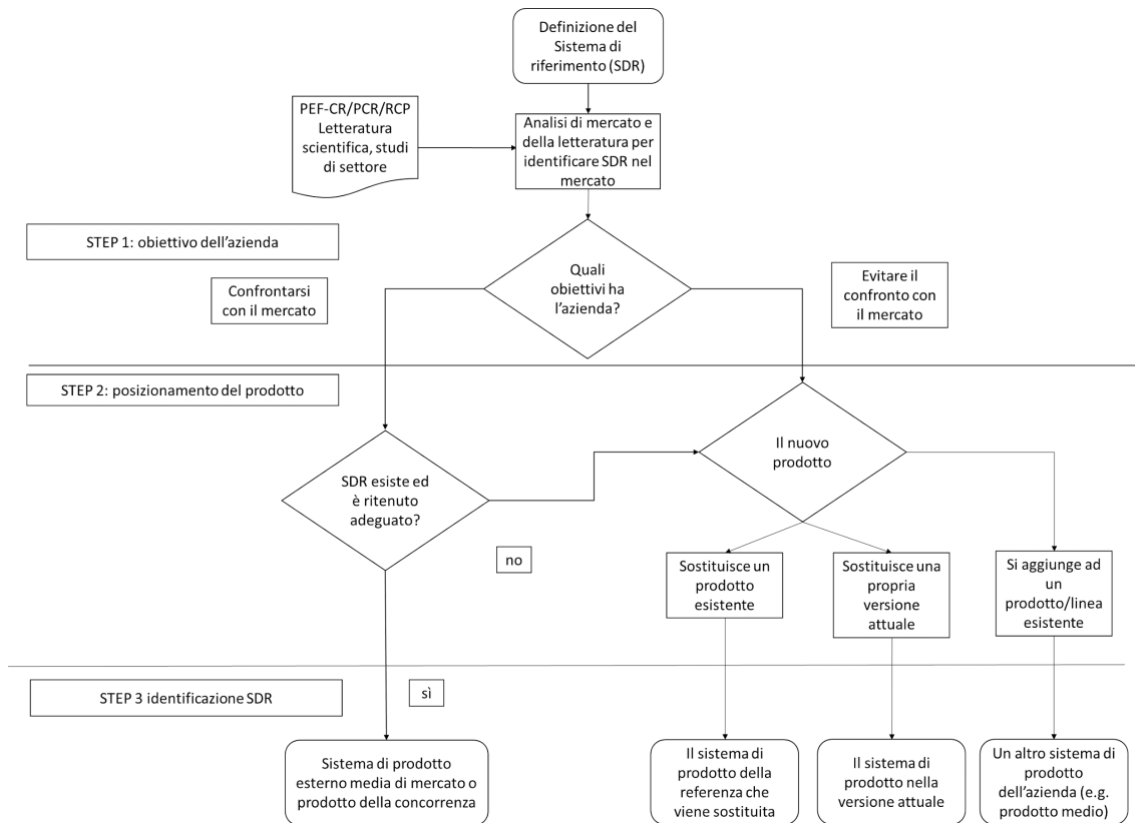


Figura 1: approccio proposto per la definizione del sistema di riferimento (SDR)

Lo stesso prevede tre step che partono dalla definizione chiara degli obiettivi dell'azienda (STEP 1) e del mercato di riferimento (STEP 2), fino alla definizione del sistema di riferimento (STEP 3).

Dall'analisi degli stessi standard è stato inoltre possibile identificare i requisiti minimi necessari a supportare la comparazione dei sistemi di prodotto ovvero: i due sistemi di prodotto devono essere indagati adottando la stessa unità funzionale, gli stessi confini del sistema, le stesse scelte metodologiche (E.g. allocazione), le stesse assunzioni (e.g. modellazione fase d'uso), la stessa qualità dei dati, le stesse metodologie per la valutazione degli impatti ambientali. In relazione a quest'ultimo aspetto inoltre, nel caso in cui il sistema di prodotto sia competitivo e l'interesse dell'azienda sia quello di rendere pubbliche asserzioni comparative, la valutazione degli impatti deve fermarsi prima dell'operazione di pesatura. Non tutti gli standard ISO in esame richiamano tutti i punti citati ma si mostrano comunque coerenti nella loro enunciazione.

2.3. I casi di studio

L'approccio presentato al paragrafo precedente è stato quindi applicato nel caso del progetto del "Passaporto Ambientale per i prodotti agroalimentari della Montagna Vicentina" (Passaporto Ambientale) che coinvolge 7 aziende che 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. Si precisa che la definizione del sistema di riferimento prevede che l'azienda abbia già definito il concept del nuovo prodotto da sviluppare e quindi oggetto di eco-design.

3. Discussione dei risultati

3.1. L'applicazione dell'approccio

Con riferimento a Rigoni di Asiago, l'azienda ha manifestato l'interesse a ridurre l'impatto ambientale dell'intera linea di succhi di frutta che produce. Doveroso sottolineare che, in relazione al prodotto in esame, non sono stati identificati benchmark esterni che l'azienda può prendere in considerazione. In questo caso quindi, il benchmark è risultato interno ed il sistema di riferimento adottato è costituito dall'intera linea di produzione dei succhi di frutta realizzati nell'anno 2018. L'eco-design dovrà quindi portare ad un miglioramento della linea nel suo complesso intervenendo sulle ricette e sui sistemi produttivi attualmente in esame. Nel caso di Maculan, l'azienda ha mostrato interesse a sviluppare un nuovo prodotto, nello specifico un vino rosso, da affiancare alla propria linea di prodotti. Nel caso del vino è stato possibile identificare un benchmark rappresentato dalla PEF-CR sui vini frizzanti e fermi (EU, 2018b). In questo caso l'azienda ha preferito optare per un benchmark interno. Sulla base della natura del nuovo prodotto, il benchmark selezionato è stato quindi un vino rosso prodotto da Maculan con caratteristiche produttive medie dei sistemi produttivi consolidati nel triennio 2016-2018. Sulla stessa linea di intervento, ovvero con l'interesse a sviluppare nuovi prodotti da affiancare agli esistenti, si sono inoltre mosse tutte le aziende produttrici di formaggi e l'azienda produttrice di olio. In tutti questi casi il benchmark è risultato di tipo interno ed è consistito in un prodotto medio rappresentativo dell'intera produzione aziendale o di una linea di prodotti. Si precisa che, nel caso dei formaggi, è stato possibile identificare un benchmark rappresentato dalla PEF-CR sui prodotti dairy (EU, 2018c). Nello specifico, nel caso del Gruppo Bianchi, il sistema di riferimento consiste in un formaggio BIO a media stagionatura prodotto dall'azienda con riferimento alle pratiche adottate fino al 2018. Nel caso di Latterie di Soligo, il prodotto medio fa riferimento ad una specifica linea di prodotti ovvero i formaggi pressati. In questo caso il sistema di riferimento è costituito da un formaggio a breve stagionatura. Nel caso del caseificio Pennar il sistema di riferimento è costituito dal un prodotto medio della linea di formaggi pressati a breve stagionatura che l'azienda realizza impiegando

in alcune referenze latte pastorizzato mentre nelle altre latte crudo. Nel caso di Colline di Marostica, l'azienda nello specifico, ha come obiettivo quello di estendere la propria produzione e quindi gli ettari coltivati e quindi di produrre un nuovo prodotto da affiancare a quelli esistenti. In questo caso il sistema di riferimento è costituito dalla produzione di olio biologico realizzato dall'azienda nel 2018 che comprende due varietà ovvero l'olio extravergine di oliva monocultivar leccino in purezza e l'olio extravergine di oliva blend di olive (Leccino, Pendolino, Maurino, Leccio del Corno). Con riferimento alla produzione agricola di Lunardon, l'azienda ha manifestato l'interesse a modificare la propria produzione agricola al fine di ridurre l'impatto complessivo dei prodotti che ne derivano quali ad esempio la birra ottenuta dalla lavorazione dei cereali prodotti. In questo caso il benchmark è interno e costituito dal sistema dall'attuale versione del sistema di prodotto ovvero la produzione agricola aziendale con riferimento ad un triennio 2015-2018. I cereali prodotti da Lunardon sono orzo, frumento (grano tenero), granturco (mais) e mais marano, una pregiata varietà locale.

L'approccio sviluppato è stato applicato con successo alle 7 aziende aderenti al Passaporto Ambientale. I risultati dell'applicazione della procedura proposta hanno fatto emergere come nessuna delle aziende coinvolte abbia mostrato interesse a confrontarsi con altri prodotti presenti nel mercato sebbene in alcuni casi, come dettagliato sopra, si è verificata l'esistenza di benchmark autorevoli ed appartenenti all'esperienza della PEF europea (EU, 2013). Rispetto a questi riferimenti, ove applicabili, le aziende hanno mostrato interesse a capire il proprio posizionamento ma non ad utilizzarli come base per verificare l'efficacia delle azioni determinate dal processo di eco-design. Con riferimento ai requisiti minimi per consentire la comparabilità dei sistemi, ove disponibili, le PEF-CR pubblicate dalla Commissione Europea (EU, 2018a) sono state considerate un valido supporto e quindi adottate nella conduzione degli studi di LCA previsti.

4. Conclusioni

Il presente articolo ha avuto come obiettivo quello di presentare lo sviluppo di un approccio per la definizione di un sistema di prodotto di riferimento e di verificarne l'applicabilità nel caso in cui l'azienda intenda attivare un percorso di eco-design per la riduzione dei potenziali impatti ambientali associati ad uno o più dei suoi prodotti. A tal scopo è stata condotta una revisione delle norme ISO sotto la gestione del comitato ISO/TC 207. L'analisi di letteratura ha mostrato come il tema sia ampiamente affrontato all'interno degli standard ISO ma con approcci e definizioni non sempre coerenti. È stato infatti possibile verificare come il linguaggio impiegato sia diverso in relazione alla norma utilizzata e al tipo di sistema di prodotto di riferimento richiamato. Il termine più usato è stato quello di "benchmark" che in funzione del documento in esame viene riferito generalmente ad un prodotto dell'azienda stessa o del mercato. Il secondo termine più utilizzato risulta essere "baseline" che viene sempre impiegato per riferirsi ad un sistema interno ovvero ad un prodotto o più prodotti realizzati dalla stessa azienda. Le norme ISO, mostrano coerenza in relazione ai requisiti da considerare per favorire il confronto tra il sistema di prodotto benchmark ed il nuovo prodotto realizzato.

L'approccio elaborato è stato quindi applicato con successo alle 7 aziende del progetto del Passaporto Ambientale. Lo stesso è risultato adeguato alle diverse casistiche e quindi a rispondere ai diversi obiettivi delle imprese coinvolte. Dalla sua applicazione è emerso come nessuna delle aziende coinvolte abbia trovato interessante confrontarsi con un benchmark esterno. Ove presente, il benchmark esterno è stato comunque ritenuto interessante al fine di verificare il posizionamento dei propri prodotti. Nei casi in esame quindi i benchmark sono stati di tipo interno ed in genere rappresentati da un prodotto medio di una delle linee di prodotto aziendali. Dal punto di vista metodologico, futuri sviluppi dell'approccio dovranno riguardare l'affinamento della definizione del benchmark nel caso in cui l'azienda intenda confrontarsi con una media di mercato. I prossimi step di progetto prevedono di procedere alla conduzione di uno studio LCA sul sistema di prodotto di riferimento e quindi sui nuovi prodotti risultanti dal processo di eco-design.

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.

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.

European Commission, 2018a. Product Environmental Footprint Category Rules Guidance 6.3.

EU Commission, 2018b. Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR) for still and sparkling wine.

EU Commission, 2018c. Product Environmental Footprint Category Rules for Dairy Products

ISO, 2002a. ISO/TR 14062 Environmental management — Integrating environmental aspects into product design and development

ISO, 2002b. ISO/TS 14048. Environmental management — Life cycle assessment — Data documentation format

ISO, 2006a. ISO 14040 Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework

ISO, 2006b. ISO 14044 Environmental management -- Life cycle assessment -- Requirements and guidelines.

ISO, 2009. ISO 14050 Environmental management — Vocabulary

ISO, 2010. 14025 Environmental labels and declarations -- Type III environmental declarations -- Principles and procedures.

ISO, 2012. 14045 Environmental management — Eco-efficiency assessment of product systems — Principles, requirements and guidelines

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

ISO, 2016a. ISO 14021 Environmental labels and declarations — Self-declared environmental claims (Type II environmental labelling)

ISO, 2016b. ISO 14034 Environmental management — Environmental technology verification (ETV).

ISO, 2017. ISO 14026 Environmental labels and declarations — Principles, requirements and guidelines for communication of footprint information

ISO, 2018. ISO 14067 Greenhouse gases — Carbon footprint of products — Requirements and guidelines for quantification

ISO, 2019a. ISO IEC IEC 62430 Environmentally conscious design (ECD) — Principles, requirements and guidance

ISO, 2019b. ISO 14035 Environmental technology verification — ETV - Guidance to implement ISO 14034

ISO, 2020. ISO 14006 Environmental management systems — Guidelines for incorporating ecodesign

Impatto ambientale della coltivazione in pieno campo della canapa industriale (*Cannabis sativa* L.): valutazione di differenti itinerari tecnici

Mattia Rapa¹, Enio Campiglia², Laura Gobbi¹, Marco Ruggeri¹, Giuliana Vinci¹

¹ Dpt. of Management, Sapienza University of Rome, Via del Castro
Laurenziano 9, 00161, Rome, Italy

² Dpt. of Agriculture and Forest Sciences, Tuscia University, Via San Camillo de
Lellis snc, 01100 Viterbo Italy

Email: mattia.rapa@uniroma1.it

Abstract

*In questo studio è stata valutata la sostenibilità ambientale di diversi itinerari tecnici nella coltivazione della canapa industriale (*Cannabis sativa* L.) utilizzata per la produzione di seme in ambiente mediterraneo. Sono state considerate le seguenti variabili: tre varietà di canapa (Epsilon 68, Ferimon, Uso 31) e due livelli di fertilizzazione azotata (50 e 100 kg ha⁻¹). Per valutare gli impatti ambientali è stata applicata la valutazione del ciclo di vita (LCA). Dalla studio è stato possibile riscontare come lo scenario con maggiore impatto sia stato quello con la varietà Epsilon 68 concimata con 50 kg ha⁻¹ di azoto, mentre l'itinerario più sostenibile è stato quello con la varietà Ferimon fertilizzata con 100 kg ha⁻¹ di azoto.*

1. Introduzione

La *Cannabis sativa* L. è stata utilizzata per secoli a scopi alimentari, tessili e farmaceutici (Groom et al., 2013; Carurs et al., 2016). Terminato il periodo proibizionista nel quale la coltivazione della canapa era stata vietata, a causa della sostanza psicotropa Δ 9-tetraidrocannabinolo (THC) contenuta nelle sue infiorescenze, si è riscontrato un rinnovato interesse per la coltivazione legale di questa specie grazie all'introduzione di varietà commerciali a basso contenuto di THC (<0,2%) (European Commission, 2014; 2017).

Sebbene la canapa industriale sia stata tradizionalmente utilizzata per la produzione di fibra (Amaducci et al., 2015), vi è un crescente interesse per la coltivazione della canapa come coltura multiuso. Infatti, i prodotti della canapa possono trovare applicazione non solo nel settore tessile, ma anche in aree innovative come l'edilizia, i cosmetici, i biocarburanti e persino gli alimenti (Linger et al., 2002; Venturi et al., 2007; Schwarzova et al., 2017; Nováková, 2018; Manosroi et al., 2019; Crini et al., 2020). Nel settore alimentare, la canapa viene coltivata per ottenere semi commestibili che possono essere consumati come tali o da cui vengono estratti olio e farine ad elevato valore nutrizionale (Musarra et al., 2018; Grimaldi et al., 2017; Siano et al., 2019; Farinon et al., 2020). L'uso dei semi di canapa a scopo alimentare è molto recente, pertanto mancano informazioni riguardanti gli itinerari tecnici a supporto della coltivazione della

canapa come la scelta corretta del genotipo e la quantità di fertilizzanti da impiegare (Tang et al., 2016)

L'obiettivo di questa ricerca è stato la valutazione degli impatti ambientali di diversi itinerari tecnici saggiati su una coltura di canapa industriale per la produzione di seme. Sono stati considerati due aspetti della tecnica colturale: (i) la scelta varietale [tre varietà di canapa: *Epsilon68* (E68), *Ferimon* (Fe) e *Uso31* (U31)] e (ii) la quantità di fertilizzante azotato (due livelli di azoto: 50 e 100 kg ha⁻¹, indicati successivamente come 50N e 100N).

Dalla combinazione di queste variabili sono risultati sei diversi scenari, ognuno dei quali corrisponde ad un diverso itinerario tecnico. I dati agronomici di questa valutazione provengono da uno studio di riferimento precedentemente pubblicato (Campiglia et al., 2017)

Pertanto, questo studio ha lo scopo di identificare l'itinerario tecnico con il minor impatto ambientale per la produzione di semi di canapa. Per valutare gli impatti ambientali è stata applicata la metodologia *Life Cycle Assessment* (LCA) prendendo in considerazione un'analisi "from cradle to farm gate".

2. Applicazione della metodologia LCA

2.1. Goal and Scope definition

La canapa industriale presa in esame in questo studio è stata coltivata in un ambiente mediterraneo dell'Italia centrale. L'unità funzionale utilizzata per l'LCA è stata 1 kg di seme prodotta, questa unità viene generalmente utilizzata nelle valutazioni LCA per i prodotti agricoli, ad es. per la produzione di riso o caffè (Giraldi-Diaz et al., 2018; Mungkung et al., 2019).

In questo studio è stato applicato un approccio "*cradle-to-gate*". Dato che i semi di canapa possono essere la materia prima per altri processi industriali (ad esempio produzione di olio, farine e prodotti da forno) il limite del sistema è stato fissato alle porte dell'azienda agricola, come riportato in altri studi (Dekamin et al., 2018). Gli step della tecnica colturale presi in esame sono stati: aratura, erpicatura, fertilizzazione, semina e raccolta dei semi.

2.2. Life Cycle Inventory

Nella valutazione sono stati considerati i seguenti input:

- ettari di terreno coltivati,
- fertilizzante azotato utilizzato,
- fertilizzante fosfato distribuito,
- semente impiegata per la semina,
- macchine agricole coinvolte,
- combustibili consumati.

I dati relativi al terreno, ai fertilizzanti e ai semi sono stati quelli indicati nello studio di riferimento, mentre i dati delle macchine agricole e dei carburanti coinvolti nel processo produttivo si riferiscono alle Good Agriculture Practices (GAP) per la

coltivazione industriale della canapa. I pesticidi non sono permessi per l'uso sulla canapa industriale in Italia e in molti altri Paesi del mondo, pertanto non sono stati valutati. Inoltre, l'irrigazione non è stata inclusa nella valutazione poiché gli anni considerati in questo studio sono stati piuttosto piovosi, quindi l'irrigazione non si è resa necessaria.

2.3. Life Cycle Impact Assessment

La valutazione degli impatti associati alle diverse combinazioni di pratiche agronomiche è stata condotta con l'ausilio del software *Simapro 8.5* della ditta Prè Consultant. Nella valutazione è stato utilizzato il metodo ILCD 2011, che ha visto l'inclusione di 16 categorie per la caratterizzazione degli impatti. In seguito i valori sono stati normalizzati e pesati, in accordo con dati di letteratura (Benini et al., 2014; European Commission, 2014).

3. Risultati e discussione

L'applicazione della metodologia LCA ha consentito lo studio della sostenibilità ambientale della coltivazione della canapa industriale per la produzione di semi da utilizzare ad uso alimentare. In particolare, 3 varietà di canapa e 2 dosi di concime azotato combinate insieme hanno generato i seguenti 6 scenari: E68,100N; E68,50N; Fe,100N; Fe,50N; U31,100N; U31,50N. Il metodo utilizzato per la valutazione degli impatti prevede lo studio di 16 categorie espresse in diverse unità di misura. I risultati della fase di caratterizzazione sono riportati ed espressi in Figura 1 come impatto relativo. Lo scenario con il valore più alto nella categoria d'impatto è posto come valore di riferimento (100) e gli altri vengono calcolati di conseguenza.

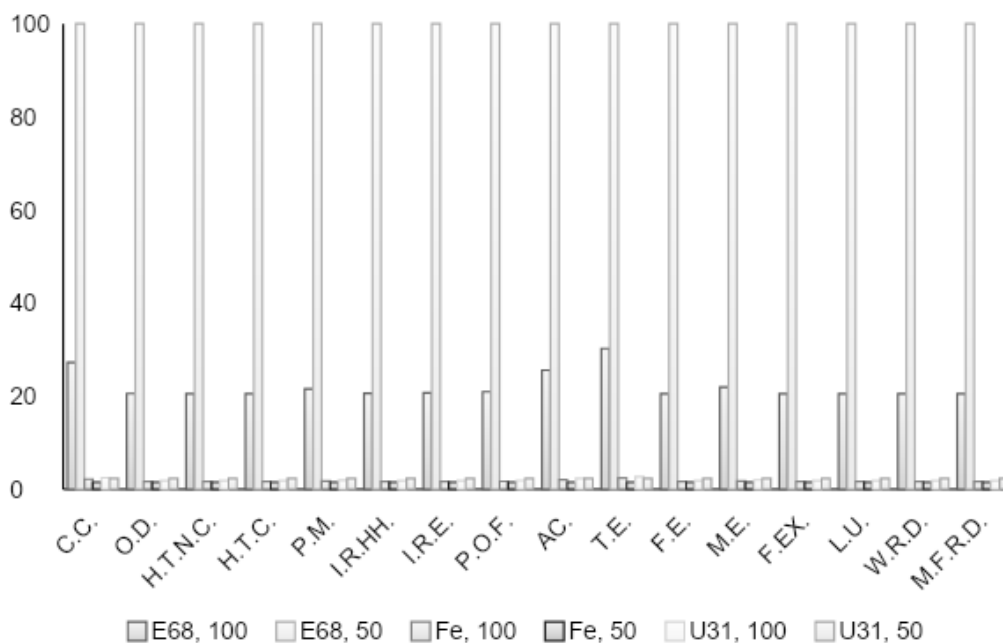


Figura 1: Confronto tra le diverse combinazioni degli scenari studiati nella fase di caratterizzazione, espresso come percentuale relativa in base al valore più alto.

Questo tipo di visualizzazione rende i risultati del Life Cycle Impact Assessment più fruibile, soprattutto in metodi di calcolo che usano categorie d'impatto con diverse unità di misura. In questo modo è possibile analizzare le categorie nella stessa scala ed evidenziare specifici andamenti delle stesse. In questo caso è possibile riscontare come lo scenario con maggiore impatto in tutte le categorie sia quello rappresentato dalla varietà *Epsilon68* fertilizzata con 50 kg ha⁻¹ di azoto. Inoltre, è possibile evidenziare come per tutte le varietà e in tutte le categorie d'impatto l'utilizzo di una minore quantità di fertilizzante azotato porti ad un maggiore impatto ambientale. Lo scenario con minore impatto ambientale è quello che utilizza la varietà *Ferimon* concimata con 100 kg ha⁻¹ di azoto.

In Tabella 1 sono riportati i dati delle categorie di impatto dopo la fase di normalizzazione, che ha tenuto conto dei fattori riguardanti la Comunità Europea. Dai risultati riportati in Tabella 1 è possibile evidenziare un differente andamento dei diversi scenari analizzati. La categoria *Cambiamento climatico* mette in luce come la coltivazione della varietà *Epsilon68* determini un'emissione di gas serra (espressi come CO₂ eq) 65 volte più grande rispetto a quella della *Ferimon* e della *Uso31*.

È possibile notare questa sostanziale differenza in quasi tutte le categorie d'impatto analizzate, tra cui spiccano ad esempio la Tossicità umana con effetti cancerogeni, le Radiazioni ionizzanti, l'Eutrofizzazione terrestre o l'Ecotossicità delle acque dolci, dove la cultivar *Epsilon68* ha un impatto anche 100 volte superiore rispetto alla *Ferimon* e alla *Uso 31*.

Tabella 1: valutazione degli impatti secondo il metodo ILCD 2011 – fase di normalizzazione.

Categoria d'impatto	E68,1 00N	E68,5 0N	Fe,10 0N	Fe,50 N	U31,1 00N	U31,5 0N
<i>Cambiamento climatico (kg CO₂ eq.)</i>	5,04E -04	1,85E -03	4,04E -05	2,82E -05	4,55E -05	4,33E -05
<i>Riduzione dell'ozono (kg CFC-11 eq.)</i>	3,79E -05	1,84E -04	3,05E -06	2,80E -06	3,42E -06	4,30E -06
<i>Tossicità umana, effetti non cancerosi (CTUh)</i>	9,80E -03	4,77E -02	7,93E -04	7,27E -04	8,84E -04	1,12E -03
<i>Tossicità umana, effetti cancerosi (CTUh)</i>	1,79E -02	8,73E -02	1,45E -03	1,33E -03	1,62E -03	2,04E -03
<i>Particolato (kg PM2.5 eq.)</i>	7,29E -04	3,38E -03	5,90E -05	5,15E -05	6,58E -05	7,91E -05

Categoria d'impatto	E68,1 00N	E68,5 0N	Fe,10 0N	Fe,50 N	U31,1 00N	U31,5 0N
<i>Radiazione ionizzante (salute umana) (kBq U235 eq.)</i>	1,41E -03	6,81E -03	1,13E -04	1,04E -04	1,27E -04	1,59E -04
<i>Radiazione ionizzante (ambiente) (CTUe)</i>	0,00E +00	0,00E +00	0,00E +00	0,00E +00	0,00E +00	0,00E +00
<i>Formazione fotochimica di ozono (kg NMVOC eq.)</i>	1,83E -04	8,74E -04	1,48E -05	1,33E -05	1,65E -05	2,04E -05
<i>Acidificazione (molc H⁺ eq.)</i>	7,10E -04	2,77E -03	5,73E -05	4,23E -05	6,41E -05	6,49E -05
<i>Eutrofizzazione terrestre (molc N eq.)</i>	6,57E -04	2,17E -03	5,30E -05	3,31E -05	5,93E -05	5,08E -05
<i>Eutrofizzazione in acqua dolce (kg P eq.)</i>	3,03E -04	1,48E -03	2,45E -05	2,25E -05	2,74E -05	3,46E -05
<i>Eutrofizzazione marina (kg N eq.)</i>	1,40E -04	6,40E -04	1,13E -05	9,75E -06	1,27E -05	1,50E -05
<i>Ecotossicità in acqua dolce (CTUe)</i>	8,11E -03	3,95E -02	6,56E -04	6,02E -04	7,32E -04	9,24E -04
<i>Uso del suolo (kg C deficit)</i>	2,10E -06	1,03E -05	1,70E -07	1,56E -07	1,90E -07	2,40E -07
<i>Esaurimento delle risorse idriche (m³ water eq.)</i>	2,03E -04	9,86E -04	1,64E -05	1,50E -05	1,83E -05	2,31E -05
<i>Esaurimento delle risorse minerali e fossili (kg Sb eq.)</i>	6,57E -03	3,20E -02	5,32E -04	4,88E -04	5,93E -04	7,49E -04

In seguito al processo di normalizzazione, che mira a considerare e confrontare gli impatti per una specifica regione geografica e il suo relativo numero di abitanti, è stata effettuata la fase di pesatura. In questo step i risultati delle diverse categorie d'impatto vengono espressi in una stessa unità di misura adimensionale, che consente di comparare quindi il contributo di ogni categoria. I risultati della fase di pesatura sono riportati in Figura 2.

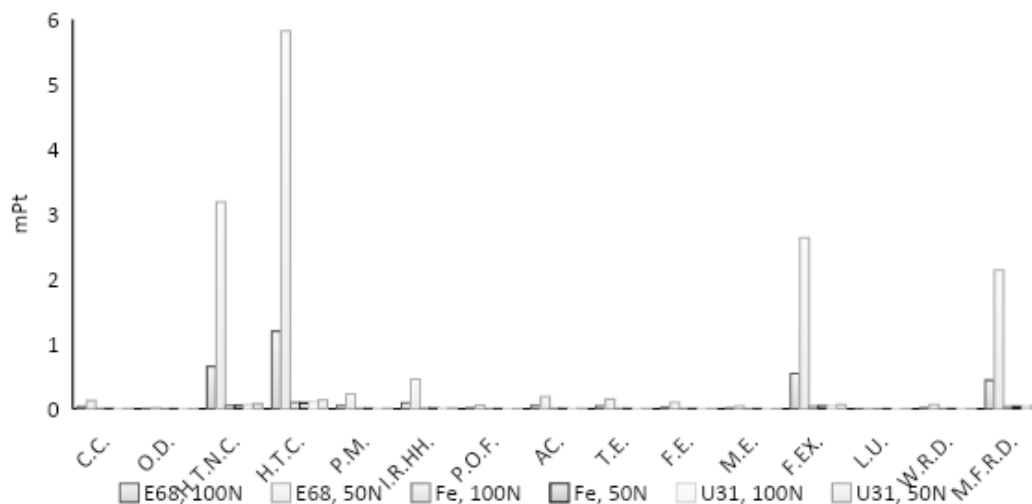


Figura 2: Confronto tra le diverse combinazioni degli scenari studiati nella fase di pesatura, espresso come percentuale relativa in base al valore più alto.

La fase di pesatura ha inoltre consentito di poter sommare il contributo di ogni categoria d'impatto per valutare un valore totale e adimensionale assegnabile ad ogni itinerario tecnico. In linea con i precedenti risultati, è emerso che la cultivar con maggiore impatto ambientale sia la *Epsilon68*. L'itinerario tecnico che prevede l'utilizzo di questa cultivar con 100 kg ha⁻¹ di azoto ha un impatto uguale a 15,18 mPt, mentre quello che prevede 50 kg ha⁻¹ di azoto un impatto di 3,15 mPt. Le altre due cultivar valutate hanno un impatto decisamente inferiore. Gli itinerari tecnici U31,50N con 0,35 mPt e quello U31,100N con 0,28 mPt si evidenziano come certamente più sostenibili rispetto alla cultivar *Epsilon68*, ma meno sostenibili rispetto all cultivar *Ferimon*. Sono infatti gli itinerari tecnici che prevedono l'uso di questa cultivar ad essere i più sostenibili tra quelli studiati, in particolare l'itinerario Fe,100N ha un impatto pesato di 0.25 mPt mentre quello Fe,50N di 0,23 mPt. Dalla fase di pesatura ne risulta quindi che l'itinerario tecnico più sostenibile tra quelli analizzati si Fe,50N. Quindi, grazie alle fasi di normalizzazione e pesatura è stato possibile individuare, in modo univoco, l'itinerario tecnico più sostenibile che nella fase di caratterizzazione era risultato invece essere quello Fe,100N.

4. Conclusioni

Negli ultimi anni vi è un rinnovato interesse per la coltivazione in pieno campo della canapa industriale grazie ai suoi prodotti che possono essere in numerose filiere come quella agroalimentare. Questa ricerca ha valutato la sostenibilità ambientale di colture di canapa industriale per la produzione di seme nelle quali sono state utilizzate differenti varietà e dosi di concime azotato. Dalla combinazione di queste variabili sono risultati sei diversi scenari, ognuno dei quali corrisponde ad un diverso itinerario tecnico. La valutazione degli impatti è stata condotta attraverso il metodo ILCD 2011, con l'ausilio del software SimaPro 8.5.

Dai risultati ottenuti dalla fase di caratterizzazione è stato possibile osservare come lo scenario con maggiore impatto in tutte le categorie sia stato quello rappresentato dalla varietà *Epsilon68* fertilizzata con 50 kg ha⁻¹ di azoto. Inoltre, è stato evidenziato come per tutte le varietà e in tutte le categorie d'impatto l'utilizzo di una minore quantità di fertilizzante azotato porti ad un maggiore impatto ambientale. Lo scenario con minore impatto ambientale è stato quello con la varietà *Ferimon* concimata con 100 kg ha⁻¹ di azoto. In seguito alle fasi di normalizzazione e di pesatura, è stato possibile considerare e confrontare gli impatti per una specifica regione geografica e il suo relativo numero di abitanti e esprimerli come un'unica unità di misura adimensionale. Dall'analisi dei risultati di queste fasi è emerso che l'itinerario più sostenibile sia invece quello che prevede la cultivar *Ferimon* con 50 kg ha⁻¹ di azoto e In conclusione, la metodologia LCA ha permesso di individuare gli itinerari tecnici più sostenibili dal punto di vista ambientale nella coltivazione della canapa industriale per la produzione di seme, dimostrando di essere un valido strumento di supporto ai "decision-makers" operanti in questo ambito.

5. Bibliografia

Amaducci, S, Scordia, D, Liu, F.H, Zhang, Q, Guo, H, Testa, G, Cosentino, S.L, 2015. Key cultivation techniques for hemp in Europe and China. *Ind. Crops Prod.* 68, 2–16.

enini, L, Mancini, L, Sala, S, Manfredi, S, Schau, E, Pant R, 2014. Report EUR 26842 EN, Joint Research Center JRC91531, Publications Office of the European Union.

Campiglia, E, Radicetti, E, Mancinelli, R, 2017. Plant density and nitrogen fertilization affect agronomic performance of industrial hemp (*Cannabis sativa* L.) in Mediterranean environment. *Ind. Crops Prod.* 100, 246-254

Carus, M, Karst, S, Kauffmann, A, 2016. The European Hemp Industry: Cultivation, processing and applications for fibres, shivs and seeds. *Eiha*, 2003, 1-9.

Crimaldi, M, Faugno, S, Sannino, M, Ardito, L, 2017. Optimization of hemp seeds (Canapa Sativa L.) oil mechanical extraction, Chemical Engineering Transactions, 58, 373-378

Crini, G, Lichtfouse, E, Chanet, G, Morin-Crini, N, 2020. Applications of hemp in textiles, paper industry, insulation and building materials, horticulture, animal nutrition, food and beverages, nutraceuticals, cosmetics and hygiene, medicine, agrochemistry, energy production and environment: a review. *Environmental Chemistry Letters* (in press)

Dekamin, M, Barmaki, M, Kanooni, A, Meshkini, S.R.M, 2018. Cradle to farm gate life cycle assessment of oilseed crops production in Iran. *Eng. Agric. Environ. Food* , 11, 178-185

European Commission, 2014. Environmental Footprint Pilot Guidance document, - Guidance for the implementation of the EU Product Environmental Footprint (PEF) during the Environmental Footprint (EF) pilot phase, v. 4.0.

European Commission, COMMON CATALOGUE OF VARIETIES OF AGRICULTURAL PLANT SPECIES. Off. J. Eur. Union 2017.

European Commission Delegated Regulation (EU) No 639/2014 of March 11 2014 supplementing Regulation (EU) No 1307/2013 of the European Parliament and the Council establishing rules for direct payments to farmers under support schemes within the framework of the com. Off. J. Eur. Union 2014, 1-47.

Farinon, B, Molinari, R, Costantini, L, Merendino, N, 2020. The seed of industrial hemp (*Cannabis sativa* L.): Nutritional quality and potential functionality for human health and nutrition. *Nutrients*, 12 (7),1935, 1-60

Giraldi-Díaz, M.R, De Medina-Salas, L, Castillo-González, E, León-Lira, R, 2018. Environmental impact associated with the supply chain and production of grinding and roasting coffee through life cycle analysis. *Sustain.* 10 (12), 4598

Groom, Q, Clarke, M.D, Merlin, 2013. *Cannabis: Evolution and Ethnobotany.* Plant Ecol. Evol.

Linger, P, Müssig, J, Fischer, H, Kobert, J, 2002. Industrial hemp (*Cannabis sativa* L.) growing on heavy metal contaminated soil: Fibre quality and phytoremediation potential. *Ind. Crops Prod.* 16 (1), 33-42

Manosroi, A, Chankhampan, C, Kietthanakorn, B.-O., Tangjai, T., Manosroi, J., 2019. Pharmaceutical and cosmeceutical biological activities of hemp (*cannabis sativa* L var. *sativa*) leaf and seed extracts, *Chiang Mai Journal of Science.* 46 (2), 180-195

Mungkung, R, Pengthamkeerati, P, Chaichana, R, Watcharothai, S, Kitpakornsanti, K, Tapananont, S, 2019. Life Cycle Assessment of Thai organic Hom Mali rice to evaluate the climate change, water use and biodiversity impacts. *J. Clean. Prod.* 211, 687-694

Musarra, M, Rapa, M, Vinci, G, 2018. Canapa Sativa in the food sector: Nutritional characteristics and market prospects. *Industrie Alimentari*, 57 (589), 15-21

Nováková, P, 2018. Use of technical hemp in the construction industry. *MATEC Web of Conferences.* 146, 03011

Schwarzova, I, Stevulova, N, Melichar, T, 2017. Lightweight composites based on technical hemp hurds in construction industry. *Chemical Engineering Transactions*, 57, 1369-1374

Siano, F. , Moccia, S. , Picariello, G. , Russo, G.L, Sorrentino, G, Di Stasio, M, La Cara, F., Volpe, MG, 2019 Comparative study of chemical, biochemical characteristic and ATR-FTIR analysis of seeds, oil and flour of the edible Fedora cultivar hemp (*Cannabis sativa* L.). *Molecules*, 24 (1), 83

Tang, K., Struik, P.C, Yin, X, Thouminot, C, Bjelková, M, Stramkale, V, Amaducci,

S, 2016. Comparing hemp (*Cannabis sativa* L.) cultivars for dual-purpose production under contrasting environments. *Ind. Crops Prod.* 87, 33-44

Venturi, P, Amaducci, S, Amaducci, M.T, Venturi, G, 2007. Interaction Between Agronomic and Mechanical Factors for Fiber Crops Harvesting: Italian Results-Note II. *Hemp. J. Nat. Fibers*, 4 (3), 83-97

Profili ambientali di prodotti Made in Italy

Pietro Renzulli¹, Bruno Notarnicola¹, Giuseppe Tassielli¹, Francesco Confuorti²

¹Università degli Studi di Bari “Aldo Moro”

² Advantage Financial

Email: bruno.notarnicola@uniba.it

Abstract

Il presente lavoro illustra un progetto realizzato al fine di far fronte ad alcune delle necessità del committente Advantage Financial, di realizzare una piattaforma di e-commerce, Advantage Green, di prodotti made in Italy, dalla quale sia possibile visualizzare informazioni sul profilo ambientale dei prodotti in vendita. A tal fine è stato necessario prima indentificare le tipologie di prodotti più rappresentativi (panieri/basket di 61 prodotti generici) di alcuni settori del made in Italy. Successivamente si è proceduto con la definizione dei profili ambientali di tali prodotti attraverso l'uso della LCA così come definita dalle norme ISO 14040 e 14044 del 2006. I risultati ottenuti consentiranno di strutturare la piattaforma e-commerce in maniera dinamica, garantendo la possibilità di implementazione di ulteriori prodotti, categorie di prodotti e, di conseguenza, nuovi eco-indicatori consentendo quindi un sempre maggior affinamento dei profili ambientali di prodotto, che conduca verso un effettivo confronto inter-aziendale in tema di sostenibilità ambientale.

1. Introduzione

La crescente consapevolezza della sostenibilità e delle responsabilità ambientali, economiche e sociali, ha spinto i manager e i decision makers a guardare in maniera olistica, “dalla-culla-alla-tomba”, i prodotti e i servizi offerti dalle proprie aziende. Tale bisogno sta portando a una sempre maggiore varietà di implementazioni dello studio della storia naturale delle merci e/o prodotti e/o servizi attraverso l'Analisi del Ciclo di Vita (LCA).

È in quest'ottica che si è sviluppato il progetto oggetto del presente lavoro. Nello specifico, lo scopo del progetto è stato quello di sviluppare un approccio che potesse permettere di definire dei profili ambientali (sotto forma di valori di eco-indicatori rivenienti dall'applicazione della LCA) da associare ai prodotti “made in Italy” da mettere in vendita sulla futura piattaforma web-based multimediale di e-commerce, Advantage Green, del committente, Advantage Financial. Non essendo ancora stata implementata la piattaforma e-commerce e non avendo precise indicazioni sui prodotti *made in Italy* potenzialmente vendibili sulla piattaforma è stato necessario prima indentificare le tipologie di prodotti più rappresentativi (panieri/basket di prodotti) di alcuni settori del *made in Italy*. Successivamente si è proceduto con la definizione dei profili ambientali di tali

prodotti attraverso l'uso della LCA così come definita dalle norme ISO 14040 e 14044 del 2006.

Nei seguenti paragrafi si descrivono nel dettaglio la definizione dei panieri rappresentativi dei prodotti del *made in Italy* e la successiva la generazione dei profili ambientali di tali prodotti.

2. La definizione dei panieri costituiti da tipologie diverse di prodotti del made in Italy

Al fine calcolare i profili ambientali (sotto forma di eco-indicatori derivanti da studi basati sulla LCA) da associare ai prodotti "*made in Italy*" da mettere in vendita sulla futura piattaforma di e-commerce del committente, il primo passo del lavoro è stato quello di definire dei panieri costituiti da tipologie di prodotti rientranti nei settori oggetto del progetto. Nello specifico, i settori del *made in Italy*, oggetto di studio, concordati con il committente, sono:

- Abbigliamento, scarpe e borse
- Cura della persona
- Pulizia della casa e detergenti
- Mobili, lampade e altri arredi
- Prodotti alimentari

Per ciascuno di questi settori si è proceduto alla definizione di un paniere collocando in essi le tipologie di prodotto rappresentative in termini di valore economico con un approccio metodologico simile a quello di Notarnicola et al., 2016. In particolare, per identificare i prodotti di ciascun paniere sono stati utilizzati i dati dell'Eurostat, pertinenti alle produzioni di beni a livello comunitario. Il database di riferimento è il PRODCOM (produzione totale) che cataloga gerarchicamente le merci, in termini di divisioni, gruppi, classi e tipologie di prodotti, secondo lo schema NACE Ver 2 (classificazione statistica delle attività economiche nella Comunità Europea, Nace 2018). Per ciascuna divisione di prodotto (es. Divisione n.15 - Fabbricazione di articoli in pelle e simili) sono state selezionate le tipologie di prodotto (con codice a 6 cifre) che rientrano nelle classi (es. Classe 15.02 - Fabbricazione di calzature) pertinenti ai suddetti settori merceologici che sono di interesse per il progetto (es. settore delle scarpe e borse). In sostanza le tipologie di prodotto selezionate hanno ad esse associate un numero identificativo ad otto cifre e un nome, entrambi rivenienti dal database Prodcom (es. Calzature da città con tomaie di cuoio, per donna - codice 15201352). Nello specifico, sono state selezionate e incluse nel paniere le tipologie di prodotto con il maggiore valore di produzione (italiana) mentre sono state escluse con il metodo del *cut-off* quelle tipologie che presentano valori più bassi. Sono inoltre sono state escluse dai panieri le tipologie di prodotto che rappresentano semilavorati non adatti alla vendita al dettaglio e tipologie di prodotto classificate con una nomenclatura generica che difficilmente permette l'associazione di un prodotto di una marca specifica alla tipologia di prodotto di riferimento.

La definizione dei 5 panieri ha portato alla identificazione di 61 tipologie di prodotto di riferimento, riportati in Tabella 1, per i quali si è proceduto alla definizione dei profili ambientali.

PANIERE	PRODOTTI
<p>Abbigliamento, scarpe e borse (18 prodotti)</p>	<ol style="list-style-type: none"> 1. Articles of apparel of leather or of composition leather (including coats and overcoats) (excluding clothing accessories, headgear, footwear) 2. Men's or boys' jackets and blazers (excluding knitted or crocheted) 3. Men's or boys' suits & ensembles (excluding knitted or crocheted) 4. Women's or girls' dresses (excluding knitted or crocheted) 5. Women's or girls' jackets and blazers (excluding knitted or crocheted) 6. Men's or boys' shirts (excluding knitted or crocheted) 7. T-shirts, singlets and vests, knitted or crocheted 8. Belts and bandoliers, of leather or composition leather 9. Panty hose and tights, of knitted or crocheted synthetic fibres, measuring per single yarn < 67 decitex 10. Women's or girls' jerseys, pullovers, sweatshirts, waistcoats and cardigans, of wool or fine animal hair (excluding jerseys and pullovers containing $\geq 50\%$ of wool and weighing ≥ 600 g) 11. Jerseys, pullovers, sweatshirts, waistcoats and cardigans, of textile materials (excluding those of wool or fine animal hair, cotton, man-made fibres) 12. Men's or boys' jerseys, pullovers, sweatshirts, waistcoats and cardigans, of wool or fine animal hair (excluding jerseys and pullovers containing $\geq 50\%$ of wool and weighing ≥ 600 g) 13. Handbags of leather, composition leather, patent leather, plastic sheeting, textile materials or other

PANIERE	PRODOTTI
	<p>materials (including those without a handle)</p> <p>14. Articles normally carried in pocket or handbag</p> <p>15. Women's town footwear with leather uppers (including boots and shoes; excluding waterproof footwear, footwear with a protective metal toe-cap)</p> <p>16. Men's town footwear with leather uppers (including boots and shoes; excluding waterproof footwear, footwear with a protective metal toe-cap)</p> <p>17. Town footwear with rubber or plastic uppers</p> <p>18. Footwear with rubber, plastic or leather outer soles and textile uppers (excluding slippers and other indoor footwear, sports footwear)</p>
Cura della persona (9 prodotti)	<p>1. Beauty, make-up and skin care preparations including suntan (excluding medicaments, lip and eye make-up, manicure and pedicure preparations, powders for cosmetic use and talcum powder)</p> <p>2. Lip make-up preparations</p> <p>3. Eye make-up preparations</p> <p>4. Powders, whether or not compressed, for cosmetic use (including talcum powder)</p> <p>5. Hair preparations (excluding shampoos, permanent waving and hair straightening preparations, lacquers)</p> <p>6. Shampoos</p> <p>7. Organic surface-active products and preparations for washing the skin; whether or not containing soap, p.r.s.</p> <p>8. Personal deodorants and anti-perspirants</p> <p>9. Perfumes</p>
Pulizia della casa e detergenti (4 prodotti)	<p>1. Washing preparations and cleaning preparations, with or without soap, p.r.s. including auxiliary washing</p>

PANIERE	PRODOTTI
	<p>preparations excluding those for use as soap, surface-active preparations</p> <ol style="list-style-type: none"> 2. Surface-active preparations, whether or not containing soap, p.r.s. (excluding those for use as soap) 3. Soap in forms excluding bars, cakes or moulded shapes, paper, wadding, felt and non-wovens impregnated or coated with soap/detergent, flakes, granules or powders 4. Soap and organic surface-active products in bars, etc., n.e.c.
<p>Mobili, lampade e altri arredi (7 prodotti)</p>	<ol style="list-style-type: none"> 1. Kitchen furniture 2. Wooden furniture for the dining-room and living-room (excluding floor standing mirrors, seats) 3. Wooden bedroom furniture (excluding builders' fittings for cupboards to be built into walls, mattress supports, lamps and lighting fittings, floor standing mirrors, seats) 4. Wooden furniture of a kind used in offices 5. Upholstered seats with wooden frames (including three piece suites) (excluding swivel seats) 6. Electric table, desk, bedside or floor-standing lamps 7. Chandeliers and other electric ceiling or wall lighting fittings (excluding those used for lighting public open spaces or thoroughfares)
<p>Prodotti alimentari (23 prodotti)</p>	<ol style="list-style-type: none"> 1. Hams, shoulders and cuts thereof with bone in, of swine, salted, in brine, dried or smoked 2. Sausages and similar products of meat, offal or blood and food preparations based thereon (excluding liver sausages and prepared meals and dishes) 3. Prepared or preserved meat of swine: hams and cuts thereof (excluding prepared meals and dishes) 4. Preserved tomatoes, whole or in pieces (excluding prepared vegetable

PANIERE	PRODOTTI
	<p>dishes and tomatoes preserved by vinegar or acetic acid)</p> <ol style="list-style-type: none"> 5. Unconcentrated tomato puree and paste 6. Virgin olive oil and its fractions (excluding chemically modified) 7. Grated, powdered, blue-veined and other non-processed cheese (excluding fresh cheese, whey cheese and curd) 8. Unripened or uncured cheese (fresh cheese) (including whey cheese and curd) 9. Milk and cream of a fat content by weight of > 1 % but ≤ 6 %, not concentrated nor containing added sugar or other sweetening matter, in immediate packings of a net content ≤ 2 l 10. Ice cream and other edible ice (including sherbet, lollipops) (excluding mixes and bases for ice cream) 11. Wheat or meslin flour 12. Cake and pastry products; other bakers' wares with added sweetening matter 13. Fresh bread containing by weight in the dry matter state ≤ 5 % of sugars and ≤ 5 % of fat (excluding with added honey; eggs; cheese or fruit) 14. Sweet biscuits; waffles and wafers completely or partially coated or covered with chocolate or other preparations containing cocoa 15. Sweet biscuits (including sandwich biscuits; excluding those completely or partially coated or covered with chocolate or other preparations containing cocoa) 16. Rusks, toasted bread and similar toasted products 17. Uncooked pasta, containing eggs (excluding stuffed or otherwise prepared)

PANIERE	PRODOTTI
	18. Uncooked pasta (excluding containing eggs, stuffed or otherwise prepared) 19. Chocolate blocks, slabs or bars (excluding filled, with added cereal; fruit or nuts, chocolate biscuits) 20. Roasted coffee, not decaffeinated 21. Quality wine and grape must with fermentation prevented or arrested by the addition of alcohol, with a protected designation of origin (PDO) produced of an alcoholic strength of $\leq 15\%$ (excluding white wine and sparkling wine) 22. Wine and grape must with fermentation prevented or arrested by the addition of alcohol, put up with pressure of CO ₂ in solution ≥ 1 bar < 3 , at 20 °C (excluding sparkling wine) 23. Wine and grape must with fermentation prevented or arrested by the addition of alcohol, of an alcoholic strength $\leq 15\%$ (excluding sparkling wine and wine (PDO))

Tabella 1: elenco dei 5 panieri con le 61 tipologie di prodotto di riferimento identificate

3. I profili ambientali dei prodotti

Per ciascuna tipologia di prodotto inclusa nei panieri (vedi paragrafo precedente), è stata effettuata una valutazione ambientale adottando l'approccio LCA che ha dato luogo ad un profilo ambientale (sviluppato tramite dati presenti nelle banche dati di LCA, letteratura LCA e/o attraverso una modellizzazione LCA specifica) sotto forma di un valore di eco-indicatore (o un range di valori di eco-indicatore) di sostenibilità ambientale di riferimento. Tale profilo ambientale, associato a una tipologia di prodotto generico (es. pasta di grano duro), potrà essere quello di riferimento per qualsiasi prodotto di brand/marca specifica (es. spaghetti Barilla) associabile a tale tipologia di prodotto. Questo permetterà di associare il profilo ambientale generico ai prodotti di marca specifica che si vorranno commercializzare attraverso la suddetta piattaforma di e-commerce, oppure permetterà di individuare un riferimento per il profilo ambientale generico da confrontare con i dati specifici dell'azienda, lì dove l'azienda cliente della piattaforma voglia metterli a disposizione. La scelta dipenderà dalle opportunità che meglio si vorranno sviluppare. Inoltre, per tutti i prodotti specifici di brand/marca, rientranti nelle tipologie di prodotti del paniere, per i quali esiste una DAP è stato calcolato anche il rispettivo valore di profilo ambientale specifico di

sostenibilità ambientale, utilizzando i dati forniti nella dichiarazione DAP pubblicata in rete.

3.1. Il profilo ambientale generico

Come accennato sopra, per ciascuna tipologia generica di prodotto inclusa nei panieri, si definisce un profilo ambientale generico rappresentato da un range di valori calcolato con un approccio basato sulla LCA. Per esempio, la tipologia di prodotto con codice Prodcom 14133470 intitolato “Vestiti, da donna o ragazza (non a maglia)” contiene valori di eco-indicatori associati a uno o più tipologie di vestito (es. vestito da donna in poliestere e/o vestito da donna in cotone). Il profilo ambientale non sarà quindi rappresentato da un singolo valore di eco-indicatore ma bensì da un range di valori di eco-indicatori. Questi valori rappresentano il minimo ed il massimo valore di un eco-indicatore potenzialmente associabile ad una categoria di prodotto generico calcolati rispetto ai processi riscontrati in letteratura.

Per il calcolo degli degli-indicatori si procede con l’analisi dei processi del ciclo di vita che includono i processi di produzione delle materie prime sino alla realizzazione del prodotto finito (approccio “dalla culla al cancello”).

Nello specifico si procede con la definizione dell’inventario (utilizzo di materie prime ed energia in input, prodotti/sottoprodotti ed emissioni in output) secondo la metodologia LCA. Tali dati di inventario (rivenienti da banche dati di LCA, dalla letteratura LCA e/o da una modellizzazione specifica) sono poi classificati e, attraverso il processo di caratterizzazione della Life Cycle Impact Assessment (definito dal metodo ILCD 2011 Midpoint+ V1.10 / EC-JRC Global, equal weighting), danno luogo a dei valori di caratterizzazione per le quattro categorie di potenziale impatto ambientale: Riscaldamento Globale, Acidificazione, Formazione di Smog Fotochimico ed Eutrofizzazione. Questi indicatori sono stati scelti in quanto sono quelli utilizzati per tutte le DAP/EPD. In seguito alla fase di caratterizzazione i dati sono normalizzati rispetto a dei valori di riferimento Europei indicati nella documentazione ILCD del Joint Research Centre della UE (Benini et al. 2016). Infine, attraverso il processo di pesatura (con pesi unitari per le quattro categorie d’impatto), è calcolato il singolo valore dell’eco-indicatore di ciascun prodotto

3.1.1. Mix elettrico e trasporti

Per la modellazione dell’inventario dell’energia elettrica consumata è stato usato come riferimento il mix elettrico italiano contenuto nel database del software di LCA utilizzato per il presente progetto. Per quanto concerne i trasporti delle materie prime e semilavorati tra le sedi in cui avvengono i processi di lavorazione dei prodotti/sottoprodotti, al fine di tener conto del conto degli effetti ambientali dei loro spostamenti, sono stati utilizzati processi di tipo “*Market*” (quando disponibili) presenti nei database del software utilizzato. Questi processi, associati a prodotti/semilavorati/ingredienti, tengono conto di una media mondiale del contributo, in termini di impatto ambientale, associato al loro trasporto. Nel caso in cui non erano presenti processi di tipo “*Market for*” oppure

nel caso in cui sono stati sviluppati processi ad-hoc, si è ipotizzato un trasporto medio per l'approvvigionamento della merce di distanza 200 km con un autocarro dalle caratteristiche di portata medie che nel software viene riportato come "Transport, freight, lorry, unspecified {GLO} market for". Nel caso in cui, invece, come in molti prodotti del paniere alimentare, le fonti abbiano riportato specificatamente le distanze percorse ed i mezzi utilizzati, si sono inseriti i valori di trasporto tal quali.

3.1.2. Esempio di calcolo di un profilo ambientale generico

A titolo chiarificatore di seguito si illustra l'articolazione delle principali fasi del ciclo di vita connesse al prodotto con codice Prodcom 14133470 intitolato "Vestiti, da donna o ragazza (non a maglia)" (facente parte del paniere "Abbigliamento, Scarpe e Borse") (Figura 1).



Figura 1: Articolazione delle fasi del ciclo di vita della tipologia di prodotto "Vestiti, da donna o ragazza (non a maglia)" del paniere "Abbigliamento, Scarpe e Borse" (Roos et al. 2015)

Per questo prodotto del paniere si potrebbero calcolare uno o più eco-indicatori in base alle diverse tipologie di vestito da donna, come ad esempio un vestito in poliestere ed un vestito in cotone, con caratteristiche diverse (Tabella 2).

	Massa areica del tessuto	m² di tessuto	Peso complessivo del vestito (g)
Vestito poliestere in	180	2,65	478
Vestito in cotone	200	2,65	531

Tabella 2: Dati principali, inerenti alle superficie e pesi dei rispettivi tessuti, di un vestito in poliestere e di uno in cotone

In questo caso esemplificativo, per il calcolo degli degli-indicatori di ciascun vestito, si procede con l'analisi dei processi specifici del ciclo di vita che includono i processi di produzione delle materie prime sino quello del confezionamento del vestito. La Figura 2 illustra i processi specifici per entrambe le tipologie di vestito.

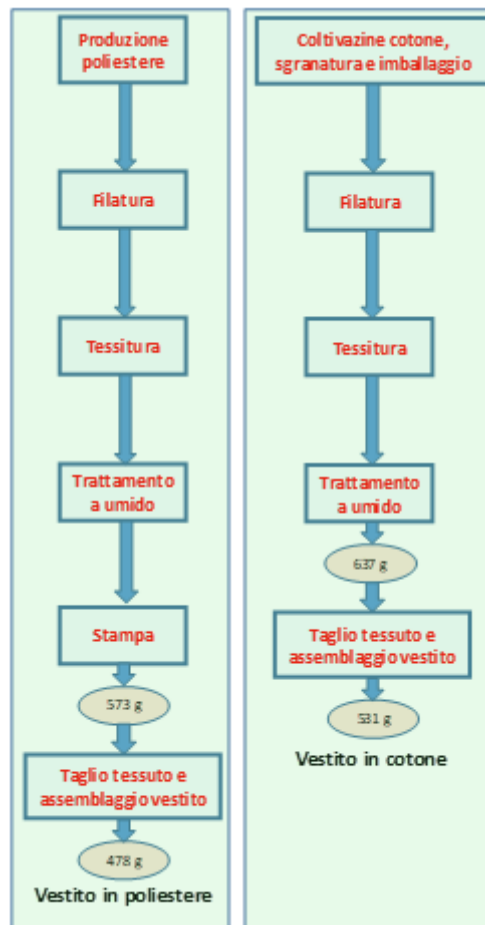


Figura 2: I processi specifici del ciclo di vita del vestito da donna in cotone e in poliestere

Per ciascuna delle fasi illustrate nella figura precedente si procede con la definizione dell'inventario (utilizzo di materie prime ed energia in input, prodotti/sottoprodotti ed emissioni in output) secondo la metodologia LCA. Tali dati di inventario sono poi classificati e, attraverso il processo di caratterizzazione, danno luogo a dei valori di caratterizzazione per le suddette quattro categorie di potenziale impatto ambientale. I valori normalizzati sono poi aggregati, con una pesatura uniforme, in un unico valore di eco-indicatore (Tabella 3).

	Eco-indicatore (micro-punti)
Vestito in poliestere	296
Vestito in cotone	175

Tabella 3: Eco-indicatori di un vestito in poliestere e di uno in cotone

Quindi, nel caso specifico, il profilo ambientale del prodotto generico intitolato “Vestiti, da donna o ragazza (non a maglia)” (codice Prodcom 14133470), appartenente al paniere “Abbigliamento, Scarpe e Borse”, è rappresentato da un range di valori di eco-indicatori che varia da 175 micro-punti a 296 micro-punti.

3.2. Il profilo ambientale specifico

Adottando un approccio analogo a quello descritto nel paragrafo precedente, per ciascun prodotto specifico *made in Italy* al quale è associata una specifica EPD, rientrante nelle categorie dei prodotti generici dei vari panieri, sono stati utilizzati i valori di caratterizzazione degli indicatori ambientali riportati nelle EPD riferiti alla fase “UPSTREAM + CORE” (dalla culla al cancello del produttore) del processo produttivo, per calcolare un valore di eco-indicatore ambientale specifico di un prodotto o marchio. In particolare, i valori di caratterizzazione degli indicatori dichiarati nella EPD di ciascun prodotto di un determinato brand, sono stati utilizzati tramite la normalizzazione e pesatura per ottenere un valore specifico di eco-indicatore.

Per il presente studio sono state catalogate le EPD dei settori:

- alimentare (190 dichiarazioni),
- mobili e lampade (15 dichiarazioni),
- pulizia della casa (43 dichiarazioni),
- igiene personale (6 dichiarazioni),
- vestiti e calzature (3 dichiarazioni).

Le DAP sono state scaricate dal sito: <http://www.environdec.com/it/>.

Nel caso del profilo ambientale specifico (pertinente a prodotti di brand specifici con una EPD), il metodo di valutazione degli impatti utilizzato per il calcolo degli indicatori è il metodo CML. Trattasi di un metodo *midpoint* perfettamente paragonabile con il metodo ILCD.

A titolo esemplificativo, nella Figura 3, si illustra il paragone tra il profilo ambientale generico dell’olio extra vergine di oliva e quello di uno specifico.


<p>Profilo Ambientale <u>Generico</u> per «Virgin olive oil and its fractions (excluding chemically modified)” codice Prodcom 10412210</p>	<p>Eco-indicatore generico min 255 µPt</p>	<p>Eco-indicatore generico max max 361 µPt</p>
<p>Profilo Ambientale <u>Specifico</u> Olio Extra Vergine di Oliva “Classico” Monini S.p.A.</p>	<p>Eco-indicatore specifico  275 µPt</p>	

Tabella 4: Paragone tra profilo ambientale generico EVOO e profilo specifico dell’Olio Extra Vergine di Oliva “Classico” Monini S.p.A. (confezione da un litro – unità funzionale)

4. Conclusioni

I risultati del lavoro svolto consistono in una serie di valori di profili ambientali (sotto forma di valori di eco-indicatori) da associare ai prodotti “*made in Italy*” che verranno messi in vendita sulla futura piattaforma web-based multimediale di e-commerce - Advantage Green - della Advantage Financial. Lo svolgimento di questa fase iniziale, che è propedeutica per l'avvio della piattaforma, consente di strutturare la stessa in maniera dinamica, garantendo la possibilità di implementazione di ulteriori prodotti, categorie di prodotti e di conseguenza, nuovi eco-indicatori consentendo quindi un sempre maggior affinamento dei risultati, che conduca verso un effettivo confronto inter-aziendale in tema di sostenibilità ambientale.

5. Bibliografia

Benini L., Mancini L., Sala S., Manfredi S., Schau E. M., Pant R. 2014. Normalisation method and data for Environmental Footprints. European Commission, Joint Research Center, Institute for Environment and Sustainability, Publications Office of the European Union, Luxemburg, ISBN: 978-92-79-40847-2

EC, 2012. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. Characterisation factors of the ILCD Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. Database and Supporting Information. First edition. EUR 25167. Luxembourg. Publications Office of the European Union.

ISO 14044, 2006. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Organization for Standardisation.

ISO 14044, 2006. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines. Organization for Standardisation.

NACE 2.0, 2018. Classificazione statistica delle attività economiche. (http://ec.europa.eu/eurostat/ramon/nomenclatures/index.cfm?TargetUrl=LST_NOM_DTL&StrNom=NACE_REV2&StrLanguageCode=IT&IntPcKey=&StrLayoutCode=HIERARCHIC).

Notarnicola B., Tassielli G., Renzulli P.A., Castellani V., Sala S., 2016. Environmental impacts of food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production*, 140, pp. 753-765.

Roos S., Sandin G., Zamani B., Peters G. (2015). REPORT Environmental assessment of Swedish fashion consumption. Five garments – sustainable futures.

SESSIONE I – poster

LCA as a tool for measuring Sustainable Development Goals for food and biowaste. A review.

Daniela Camana¹, Alessandro Manzardo, Filippo Zuliani, Antonio Scipioni

¹ CESQA, Department of Industrial Engineering, University of Padova - Via Marzolo, 35131, IT

Email: daniela.camana@phd.unipd.it; alessandro.manzardo@unipd.it;
scipioni@unipd.it

Abstract

Agrofood sector and biowaste management are crucial for sustainable development at local, regional and global level. The purpose of the present paper is to analyse if Life Cycle Assessment is a useful tool to define and to measure performances of Sustainable Development Goals related to food waste at territorial level. A short systematic review of 89 Italian papers in the last 10 years is conducted. Studies analysed cover many steps of life cycle. Economic, social, and institutional aspects assessed by LCA studies are shown and many other environmental tools that overlap (Circular Economy, Environmental Footprinting, etc.) are presented. Strengths and weaknesses of LCA methodology are listed. The evidence of the review is that Life Cycle Thinking can be applied to all the Sustainable Development Goals and targets related to food and biowaste. Therefore, LCA can be useful to achieve SDGs related to food waste and to measure sustainability patterns.

1. Introduction

Life Cycle Assessment (LCA), as defined in ISO 14040 series, is a tool to investigate input, output and impacts of product, processes, and systems and to compare the environmental sustainability of different scenarios. Agrofood sector (Giroto and Cossu 2017) and food waste management sector are crucial for sustainable development. In fact, many Sustainable Development Goals defined by United Nations deals with food or biowaste, in their specific targets. A number of review and critical analysis has been done last years on Life Cycle Assessment and food waste (V. Castellani, Sala, and Benini 2017) and agri-food system (Notarnicola et al. 2017), also on energetic (Ingrao et al. 2019) or economic aspects (De Menna et al. 2018), showing a good level of analysis reached by academic works at local, regional, and global level. Therefore, the purpose of this review is to assess if LCA is useful to define and to measure performances of Sustainable Development Goals related to food waste at local level and what are the possible applications.

2. Method and data collection

To assess the usefulness of LCA methodology in food-related SDGs, a short systematic review (Luederitz et al. 2016) is led, following the next steps.

Research is conducted by two leading scientific databases (Scopus and Web of Science) in 02 January 2020, focusing on “Topic” for Web of Science and on “Title, Abstract, Keywords” for Scopus. Keywords introduced are: waste AND “Life Cycle Assessment or Life Cycle Analysis or Life Cycle Thinking”. In order to focus on food and territorial aspects, other keywords as “food or biowaste or agro*” AND “city or town or province or region or nation”, has been added. The time span considered is 10 years (from January 2010 to January 2020). Only Italian studies are selected, in English or Italian. All kind of scientific contributions are investigated (article, proceeding, editorial, survey, etc.). Screening and data cleaning are conducted firstly by title, secondly by abstracts and thirdly by text by verifying the coherence and usefulness with the purpose of the research. Papers that overlap in the two databases has been counted once. Scientific contributions written in Italy but concerning foreign countries have been not analysed too.

3. Results

3.1. Summary of data analysed

This section provides results of the research, consisting of 89 papers. Some studies are present only in one database (16 in Web of Science and 22 in Scopus), but most of all overlap in both (51 fonts). The theme is a rapidly growing research topic, as can be seen in the annual distribution of fonts (Figure 1). Almost 35% of scientific works derives from the main 3 journals: Journal of Cleaner Production, Science of the Total Environment and Waste Management (Figure 2).

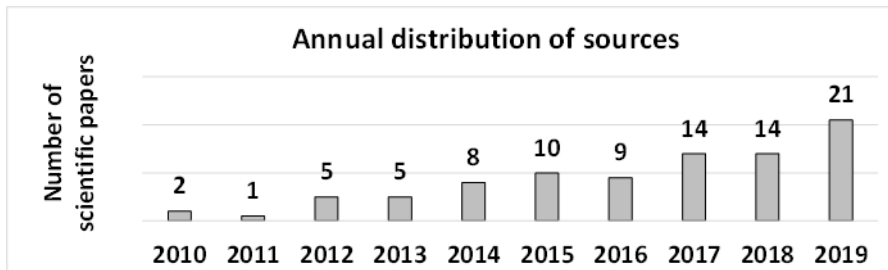


Figure 1: Distribution of sources

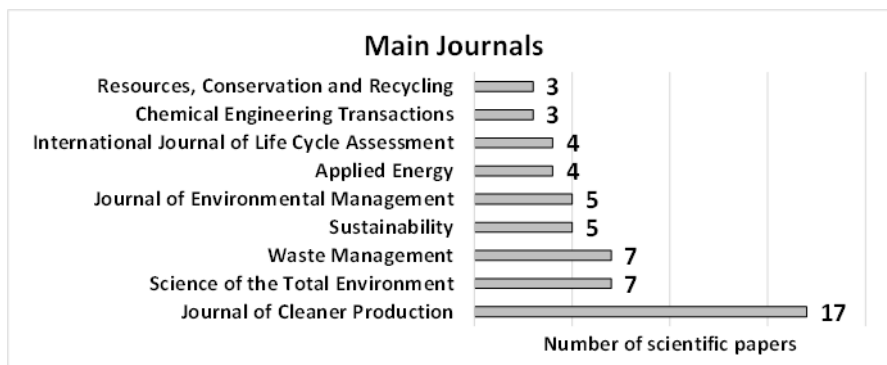


Figure 2: Main journals

Actions in private sector are analysed in more than 70% of researches while 23 fonts deal with public policies. The most part (49 fonts) of scientific contributions is dedicated to agricultural products. Papers dealing with plant characteristics are 20, while 20 publications focus on supply chain or management or particular waste. Case studies are provided in 71 articles. The list of publications considered is listed in Bibliography.

3.2. Environmental aspects analysed by LCA on food waste

LCA studies cover the whole life cycle of food. Firstly, environmental effects of agriculture (Moresi 2014), impacts of different cultivation (De Marco, Riemma, and Lannone 2018) on land performances (Guarino et al. 2019) and general consideration of agro-system (Notarnicola et al. 2017) are investigated. Secondly, some waste management activities, such as composting in farm are assessed (Pergola, Persiani, et al. 2018). Furthermore, the food consumption is studied. In fact pollution depends also on meal composition (Garcia-Herrero, De Menna, and Vittuari 2019), diet and cooking methods (Corrado et al. 2019), catering behaviour (Vittuari et al. 2017). Finally, food waste management is a key point. Many studies deal with biogas (Buratti et al. 2015) and biofuels (Poltronieri 2016), digestion (Di Maria and Micale 2015) or co-digestion (Lijo et al. 2014), cogeneration (Lombardi and Carnevale 2018), technologies (Bonamente et al. 2015) or eco-design (Beccali et al. 2010), composting (Mancini, Arzoumanidis, and Raggi 2019), heat recovery (Bacenetti et al. 2016), separate collection strategies (Ripa et al. 2017), landfill impacts (Batuecas et al. 2019) and so on.

3.3. Social, economic and institutional aspects

From a social point of view, change in dietary patterns are not straightforward (Grizzetti et al. 2013), even if they lead not only to more sustainable paths but also to a healthier life (Moresi 2014). In the same time, social acceptance of products and new processes or plants (NIMBY) has to be taken into account (D'Adamo et al. 2019). Therefore, citizen behaviour is crucial.

Economic incentives (Torquati et al. 2014) are often necessary to drive environmental changes towards cleaner waste management, even if the system must self-sustain in a long perspective (Negro et al. 2017). In fact, economic and environmental benefits might be consistent (Francini et al. 2019), or not.

Local and regional policies (Bacenetti et al. 2015) must integrate economic, social and environmental aspects (Venanzi et al. 2018) at institutional level; therefore, guidelines are needed (Manfredi and Pant 2013). Policies have to be integrated with existing management schemes such EMAS (Merli, Preziosi, and Acampora 2018). Location of plants seem to be crucial (Bottani et al. 2019) in food waste management, according to territorial conditions (Lombardi, Carnevale, and Corti 2015) and transport impacts. Waste hierarchy is not always best option (Manfredi and Pant 2013). In fact, for example, incineration may give environmental gains (di Maria and Micale 2015), considering avoided burdens.

3.4. Other environmental tools used with LCA

Circular Economy (CE) is a topic of great concern in territorial policies. LCA studies intersect CE thinking at different levels, from factory (D'Adamo et al. 2019) and single plant (De Gisi et al. 2018) to the whole system (Gaglio et al. 2019). Similarly, LCA researches are linked to material and energy flow analysis in processes (Ardolino and Arena 2019), supply chain (Garofalo et al. 2017) and territorial strategies (Caputo, Ducoli, and Clementi 2014). Moreover, LCA overlap also with many others sectorial environmental management tools (based on LCT too) used for food waste, such as carbon footprint (Pattara, Raggi, and Cichelli 2012), Environmental Product Declaration (Moresi 2014), territorial CO2 accounting (Marchi et al. 2018) and so on.

3.5. LCA methodology hotspots

Some consideration on methodological aspects of LCA studies of the review are shortly listed in this section.

- LCA is often used for comparative studies (Bartocci, Fantozzi, and Fantozzi 2017) or for choosing best practices and eco-design solutions (Cellura, Ardente, and Longo 2012) with scientific reliable data (Cerutti et al. 2018).
- Many impacts (Uwizeye et al. 2019) and different scenarios (Negro et al. 2017) may be studied. Results depends on impacts considered (Bacenetti 2019); reducing for example one category, another impact category may increase (Battini et al. 2014). It is important to avoid trade-off (De Menna et al. 2018) and to remember that often not all impacts can be decreased together (Mancini, Arzoumanidis, and Raggi 2019).
- Good sensitivity analysis (Grosso et al. 2012) and uncertainty analysis (Lombardi, Mendecka, and Carnevale 2018) are crucial to give consistency to declarations; some solving methods are proposed (Neri et al. 2018). Results strongly depend on assumptions (Righi et al. 2013), on energy grid and inputs considered (Ingrao et al. 2019), on avoided effects on production (Mondello et al. 2017) and waste (Neri et al. 2018) and on heat and energy efficiency (Paolini et al. 2019) and recovery (Lombardi, Carnevale, and Corti 2015).
- Attributional and consequential LCA are two different approaches that lead to different considerations (De Menna et al. 2018).
- Sustainability considerations have to be linked to territory (Gava et al. 2018).
- Indicators (Gava et al. 2018) may be useful (Iannone et al. 2014), also to analyse economic aspects (Pergola, Piccolo, et al. 2018).

4. LCA and Sustainable Development Goals

Sustainable Development Goals deal with many different themes, covering different aspects and dimensions of sustainability (cultural, economic, environmental, social, etc.). Firstly, five targets (respectively of five SDGs) that may concern food or biowaste are individuated and listed. Secondly, some LCA

applications to these targets are highlighted, giving some example of Life Cycle Thinking (LCT) researches and contributions (Table 1).

Table 1: Food related SDGs and examples of contributions of LCA studies

<p>GOAL 2 - Target 2.4 - Sustainable food production and resilient agricultural practices</p>
<p>LCA might be used as a comparative tool to investigate more sustainable agricultural paths for food production in the whole system (Bartocci, Fantozzi, and Fantozzi 2017) for food products, in the entire chain. Moreover, some considerations on environmental effects in agricultural processes compared to industrial processes can also be done (De Marco, Riemma, and Lannone 2018), in order to assess the most impactful steps. Furthermore, Life Cycle Thinking is also useful to compare different soil management techniques (Russo et al. 2015) or to investigate the role of herbicides and pesticides in food production (Ilari et al. 2019). Finally, other particular topics may be studied, such as the role of the composting directly on farm (Pergola, Persiani, et al. 2018).</p>
<p>GOAL 7 - Target 7.2 - Renewable energy in the global energy mix</p>
<p>Surely, food waste may be considered as a source of material and energy recovery. In fact, biomethane is a good source of renewable energy from organic waste (Ardolino and Arena 2019). At the same time, biomass and biowaste may be used not only for energy production but also for heating (Bartolozzi, Rizzi, and Frey 2017). Many LCA studies on anaerobic digestion plant (Batuecas et al. 2019) and on biorefineries (Cherubini and Ulgiati 2010) exist and analyse pro and cons. In some condition, incineration might be a good option too (Di Maria and Micale 2015), providing energy and heat for near uses. Finally, fugitive GHG emissions from composting units (F. Castellani et al. 2019) and good landfill management with bioreactor is also investigated (Di Maria, Micale, Sisani, et al. 2016).</p>
<p>GOAL 11 - Target 11.6 - Reduce the adverse per capita environmental impact of cities</p>
<p>LCA studies related to food can intersect city management in many areas. Environmental footprinting and territorial accounting can be integrated also with data on food and biowaste management (Marchi et al. 2018). Environmental Management and Accounting Scheme may also be applied to food sector (Merli, Preziosi, and Acampora 2018), and results can be easily integrated to achieve environmental improvements for citizens and communities. Optimization of collection and location of plants can be achieved by good planning (Bottani et al. 2019) , and Life Cycle Thinking is a good tool for this target. Particular solutions, applicable to single cities, can be seen too. Some urban areas might have advantages in energy and heat inputs from renewable energy plants burning waste (Bonamente et al. 2015). In that case, biomethane from biowaste is a good solution for sustainable cities (Cucchiella, D'Adamo, and Gastaldi 2019), provided that plants are located near the city.</p>

GOAL 12 - Target 12.3 - Halve per capita global food waste and reduce food losses

Many LCA studies have been published on food, for example on beer (De Marco et al. 2016), mozzarella (Dalla Riva et al. 2017), strawberry (Girgenti et al. 2014) and tomato (Garofalo et al. 2017). The common goal is decreasing impacts and wastes (Sala et al. 2017) (V. Castellani, Sala, and Benini 2017) (Moresi 2014) from the land to the consumer. Moreover, impacts of omnivorous, vegetarians, and vegans' diets are compared from a Life Cycle point of view (Corrado et al. 2019), seeing differences. Two other aspects are investigated: food lost in catering (Mistretta et al. 2019) might be decreased by changes in meal composition and preparation (García-Herrero, De Menna, and Vittuari 2019); food redistribution (Vittuari et al. 2017) has its impacts and advantages. Finally, the role of food packaging (Vignali 2016), both in shelf life (Girgenti et al. 2014) and in waste is studied with LCA.

GOAL 17- Target 17.17 - Encourage and promote public, private, and civil partnerships

LCA can be used together with economic (Pergola et al. 2013) and energetic analysis (Pergola, Piccolo, et al. 2018) in order to analyse different sustainability dimensions, even if economic and environmental optimum decisions are not always overlapping (Venanzi et al. 2018). In fact, LCA provides technical data that can support public opinion and Public Procurement (Cerutti et al. 2018) from an environmental point of view; comments from economic and social aspects may also be given (Life Cycle Costing and Social LCA). Social acceptance of food choices and food-waste management changes passes through small scale business (Iannone et al. 2016) and private contexts (D'Adamo et al. 2019), and consequently are translated in overall societal paths. Involvement of students in targeted teaching activities (Bevilacqua et al. 2015) is also envisaged. Partnership passes also through economic advantages (Torquati et al. 2014) that are incentives to cooperate and to promote innovation.

Some general considerations are proposed. Firstly, each of the target of SDG analysed, can be approached with LCT and has been already investigated by existing studies in Italy, even if with different purposes. Secondly, many aspects of the single goal are assessed, in a broader context. This might be useful to limit rebound effects from an environmental compartment to another or from an SDG to another. Thirdly, studies cover both single products (such as wine, tomato, crops, etc.) and general aspects (use of pesticides, biowaste to biomethane, etc.). Furthermore, deep investigation of single steps (composting, catering, packaging) or of the overall system (supply chain) are provided by LCA researches. Moreover, LCA gives scientific results, based on data, that may contribute to stakeholder debate with numerical outcomes. LCA quantitative results on impact categories might be reliable indicators of SDGs targets, in order to measure positive or negative trends. Finally, since LCT consider different

categories, rebound effects from an environmental compartment to another may be tested and avoided.

5. Conclusions

Life Cycle Assessment is an advantageous tool to define and to measure performances of Sustainable Development Goals related to food waste at local level. In fact, LCA is clearly defined by international standards, is widespread in technical literature in many fields, and it has been used in many studies related to food waste in the last ten years in Italy. LCA allows to investigate rebound effects among different environmental impacts, trade off in different areas of sustainability (i.e. economy or society) providing a comprehensive and multidisciplinary analysis of different scenarios, for local institutional purposes and stakeholders communication too. Moreover, LCA is advantageous because it integrates other Environmental Management Tools, as Circular Economy or Environmental Footprinting. Possible applications go from agricultural and land use to supply chain and waste management. Strengths and weaknesses of the LCA tool applied to food and biowaste are the same outlined for the whole methodology, such as the strong dependency to data availability and assumptions such allocation choices, sensitivity analysis, trade-off, impact categories selected.

6. Bibliography

Ardolino, Filomena, and Umberto Arena. 2019. "Biowaste-to-Biomethane: An LCA Study on Biogas and Syngas Roads." *WASTE MANAGEMENT* 87 (March): 441–53. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.02.030>.

Ardolino, Filomena, Francesco Parrillo, and Umberto Arena. 2018. "Biowaste-to-Biomethane or Biowaste-to-Energy? An LCA Study on Anaerobic Digestion of Organic Waste." *JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION* 174 (February): 462–76. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.320>.

Bacenetti, J. 2019. "Heat and Cold Production for Winemaking Using Pruning Residues: Environmental Impact Assessment." *Applied Energy* 252. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.113464>.

Bacenetti, J, D Duca, M Negri, A Fusi, and M Fiala. 2015. "Mitigation Strategies in the Agro-Food Sector: The Anaerobic Digestion of Tomato Purée by-Products. An Italian Case Study." *Science of the Total Environment* 526: 88–97. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.069>.

Bacenetti, J, C Sala, A Fusi, and M Fiala. 2016. "Agricultural Anaerobic Digestion Plants: What LCA Studies Pointed out and What Can Be Done to Make Them More Environmentally Sustainable." *Applied Energy* 179: 669–86. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.07.029>.

Bartocci, P, P Fantozzi, and F Fantozzi. 2017. "Environmental Impact of Sagrantino and Grechetto Grapes Cultivation for Wine and Vinegar Production in Central Italy." *Journal of Cleaner Production* 140: 569–80. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.090>.

- Bartolozzi, I, F Rizzi, and M Frey. 2017. "Are District Heating Systems and Renewable Energy Sources Always an Environmental Win-Win Solution? A Life Cycle Assessment Case Study in Tuscany, Italy." *Renewable & Sustainable Energy Reviews* 80: 408–20. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.231>.
- Battini, F, A Agostini, A K Boulamanti, J Giuntoli, and S Amaducci. 2014. "Mitigating the Environmental Impacts of Milk Production via Anaerobic Digestion of Manure: Case Study of a Dairy Farm in the Po Valley." *Science of the Total Environment* 481 (1): 196–208. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.02.038>.
- Batuecas, E, T Tommasi, F Battista, V Negro, G Sonetti, P Viotti, D Fino, and G Mancini. 2019. "Life Cycle Assessment of Waste Disposal from Olive Oil Production: Anaerobic Digestion and Conventional Disposal on Soil." *Journal of Environmental Management* 237: 94–102. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.021>.
- Beccali, M, M Cellura, M Iudicello, and M Mistretta. 2010. "Life Cycle Assessment of Italian Citrus-Based Products. Sensitivity Analysis and Improvement Scenarios." *Journal of Environmental Management* 91 (7): 1415–28. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.02.028>.
- Bevilacqua, M, F E Ciarapica, G Mazzuto, and C Paciarotti. 2015. "cook & teach': Learning by Playing." *Journal of Cleaner Production* 106: 259–71. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.085>.
- Blengini, G A, E Brizio, M Cibrario, and G Genon. 2011. "LCA of Bioenergy Chains in Piedmont (Italy): A Case Study to Support Public Decision Makers towards Sustainability." *Resources Conservation and Recycling* 57: 36–47. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.10.003>.
- Bonamente, E, L Pelliccia, M C Merico, S Rinaldi, and A Petrozzi. 2015. "The Multifunctional Environmental Energy Tower: Carbon Footprint and Land Use Analysis of an Integrated Renewable Energy Plant." *Sustainability (Switzerland)* 7 (10): 13564–84. <https://doi.org/10.3390/su71013564>.
- Bottani, E, G Vignali, D Mosna, and R Montanari. 2019. "Economic and Environmental Assessment of Different Reverse Logistics Scenarios for Food Waste Recovery." *Sustainable Production and Consumption* 20: 289–303. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2019.07.007>.
- Buratti, C, M Barbanera, F Testarmata, and F Fantozzi. 2015. "Life Cycle Assessment of Organic Waste Management Strategies: An Italian Case Study." *Journal of Cleaner Production* 89: 125–36. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.012>.
- Caputo, P, C Ducoli, and M Clementi. 2014. "Strategies and Tools for Eco-Efficient Local Food Supply Scenarios." *Sustainability (Switzerland)* 6 (2): 631–51. <https://doi.org/10.3390/su6020631>.
- Castellani, F, A Esposito, J Geldermann, and R Altieri. 2019. "Life Cycle Assessment of Passively Aerated Composting in Gas-Permeable Bags of Olive Mill Waste." *International Journal of Life Cycle Assessment* 24 (2): 281–96.

<https://doi.org/10.1007/s11367-018-1514-0>.

Castellani, V, S Sala, and L Benini. 2017. "Hotspots Analysis and Critical Interpretation of Food Life Cycle Assessment Studies for Selecting Eco-Innovation Options and for Policy Support." *Journal of Cleaner Production* 140: 556–68. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.078>.

Cellura, M, F Ardente, and S Longo. 2012. "From the LCA of Food Products to the Environmental Assessment of Protected Crops Districts: A Case-Study in the South of Italy." *Journal of Environmental Management* 93 (1): 194–208. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.08.019>.

Cerutti, A K, F Ardente, S Contu, D Donno, and G L Beccaro. 2018. "Modelling, Assessing, and Ranking Public Procurement Options for a Climate-Friendly Catering Service." *International Journal of Life Cycle Assessment* 23 (1): 95–115. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1306-y>.

Cherubini, F, and S Ulgiati. 2010. "Crop Residues as Raw Materials for Biorefinery Systems - A LCA Case Study." *Applied Energy* 87 (1): 47–57. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.08.024>.

Collotta, M, P Champagne, G Tomasoni, M Alberti, L Busi, and W Mabee. 2019. "Critical Indicators of Sustainability for Biofuels: An Analysis through a Life Cycle Sustainability Assessment Perspective." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 115. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109358>.

Corrado, S, G Luzzani, M Trevisan, and L Lamastra. 2019. "Contribution of Different Life Cycle Stages to the Greenhouse Gas Emissions Associated with Three Balanced Dietary Patterns." *Science of the Total Environment* 660: 622–30. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.267>.

Cucchiella, F, I D'Adamo, and M Gastaldi. 2019. "Sustainable Italian Cities: The Added Value of Biomethane from Organic Waste." *Applied Sciences-Basel* 9 (11): 28. <https://doi.org/10.3390/app9112221>.

D'Adamo, I, P M Falcone, M Gastaldi, and P Morone. 2019. "A Social Analysis of the Olive Oil Sector: The Role of Family Business." *Resources-Basel* 8 (3): 17. <https://doi.org/10.3390/resources8030151>.

Dalla Riva, A, J Burek, D Kim, G Thoma, M Cassandro, and M De Marchi. 2017. "Environmental Life Cycle Assessment of Italian Mozzarella Cheese: Hotspots and Improvement Opportunities." *Journal of Dairy Science* 100 (10): 7933–52. <https://doi.org/10.3168/jds.2016-12396>.

Falcone, G, D Lovarelli, and J Bacenetti. 2018. "Electricity Generation from Anaerobic Digestion in Italy: Environmental Consequences Related to the Changing of Economic Subsidies." *Chemical Engineering Transactions* 67: 475–80. <https://doi.org/10.3303/CET1867080>.

Fantin, V, A Giuliano, M Manfredi, G Ottaviano, M Stefanova, and P Masoni. 2015. "Environmental Assessment of Electricity Generation from an Italian Anaerobic Digestion Plant." *Biomass and Bioenergy* 83: 422–35. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.10.015>.

- Francini, G, L Lombardi, F Freire, I Pecorini, and P Marques. 2019. "Environmental and Cost Life Cycle Analysis of Different Recovery Processes of Organic Fraction of Municipal Solid Waste and Sewage Sludge." *Waste and Biomass Valorization* 10 (12): 3613–34. <https://doi.org/10.1007/s12649-019-00687-w>.
- Fusil, A, J Bacenett, M Fiala, and A Azapagic. 2016. "Life Cycle Environmental Impacts of Electricity from Biogas Produced by Anaerobic Digestion." *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology* 4: 17. <https://doi.org/10.3389/fbioe.2016.00026>.
- Gaglio, M, E Tamburini, F Lucchesi, V Aschonitis, A Atti, G Castaldelli, and E A Fano. 2019. "Life Cycle Assessment of Maize-Germ Oil Production and the Use of Bioenergy to Mitigate Environmental Impacts: A Gate-To-Gate Case Study." *Resources-Basel* 8 (2): 21. <https://doi.org/10.3390/resources8020060>.
- Garcia-Herrero, L, F De Menna, and M Vittuari. 2019. "Food Waste at School. The Environmental and Cost Impact of a Canteen Meal." *Waste Management* 100: 249–58. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.09.027>.
- Garofalo, P, L D'Andrea, M Tomaiuolo, A Venezia, and A Castrignanò. 2017. "Environmental Sustainability of Agri-Food Supply Chains in Italy: The Case of the Whole-Peeled Tomato Production under Life Cycle Assessment Methodology." *Journal of Food Engineering* 200: 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2016.12.007>.
- Gava, O, F Galli, F Bartolini, and G Brunori. 2018. "Linking Sustainability with Geographical Proximity in Food Supply Chains. An Indicator Selection Framework." *Agriculture (Switzerland)* 8 (9). <https://doi.org/10.3390/agriculture8090130>.
- Girgenti, V, C Peano, C Baudino, and N Tecco. 2014. "From 'Farm to Fork' Strawberry System: Current Realities and Potential Innovative Scenarios from Life Cycle Assessment of Non-Renewable Energy Use and Green House Gas Emissions." *Science of the Total Environment* 473–474: 48–53. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.133>.
- Girgenti, V, C Peano, M Bounous, and C Baudino. 2013. "A Life Cycle Assessment of Non-Renewable Energy Use and Greenhouse Gas Emissions Associated with Blueberry and Raspberry Production in Northern Italy." *Science of the Total Environment* 458–460: 414–18. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.060>.
- Giroto, F, and C A Cossu. 2017. "Animal Waste and Waste Animal By-Products Generated along the Livestock Breeding and Meat Food Chain." *Waste Management* 70: 1–2. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.028>.
- Gisi, S De, F Todaro, G Fedele, C Carella, and M Notarnicola. 2018. "Alternating Pure Oxygen and Air Cycles for the Biostabilization of Unsorted Fraction of Municipal Solid Waste." *Waste Management* 79: 404–14. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.011>.

Grizzetti, B, U Pretato, L Lassaletta, G Billen, and J Garnier. 2013. "The Contribution of Food Waste to Global and European Nitrogen Pollution." *Environmental Science and Policy* 33: 186–95. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2013.05.013>.

Grosso, M, C Nava, R Testori, L Rigamonti, and F Vigano. 2012. "The Implementation of Anaerobic Digestion of Food Waste in a Highly Populated Urban Area: An LCA Evaluation." *Waste Management and Research* 30 (9 SUPPL.1): 78–87. <https://doi.org/10.1177/0734242X12453611>.

Guarino, F, G Falcone, T Stillitano, A I De Luca, G Gulisano, M Mistretta, and A Strano. 2019. "Life Cycle Assessment of Olive Oil: A Case Study in Southern Italy." *Journal of Environmental Management* 238: 396–407. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.006>.

Iannone, R, S Miranda, S Riemma, and I De Marco. 2014. "Life Cycle Assessment of Red and White Wines Production in Southern Italy." Edited by Yong J.Y., Liew P.Y., Klemes J.J., and Varbanov P.S. 17th Conference on Process Integration, Modelling and Optimisation for Energy Saving and Pollution Reduction, PRES 2014 39 (Special Issue): 595–600. <https://doi.org/10.3303/CET1439100>.

———. 2016. "Improving Environmental Performances in Wine Production by a Life Cycle Assessment Analysis." *Journal of Cleaner Production* 111: 172–80. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.04.006>.

Ilari, A, D Duca, G Toscano, and E F Pedretti. 2019. "Evaluation of Cradle to Gate Environmental Impact of Frozen Green Bean Production by Means of Life Cycle Assessment." *Journal of Cleaner Production* 236. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117638>.

Ingrao, C, J Bacenetti, J Adamczyk, V Ferrante, A Messineo, and D Huisingh. 2019. "Investigating Energy and Environmental Issues of Agro-Biogas Derived Energy Systems: A Comprehensive Review of Life Cycle Assessments." *Renewable Energy* 136: 296–307. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.01.023>.

Koller, M, A Salerno, A Reiterer, H Malli, K Malli, K.-H. Kettl, M Narodoslowsky, H Schnitzer, E Chiellini, and G Braunegg. 2012. "Sugarcane as Feedstock for Biomediated Polymer Production." In *Sugarcane: Production, Cultivation and Uses*, 105–36. Graz University of Technology, Institute of Biotechnology and Biochemical Engineering, Graz, Austria: Nova Science Publishers, Inc. <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-84875240259&partnerID=40&md5=4eb81806d6dea4111c7b0c006959087d>.

Lijó, L, S González-García, J Bacenetti, M Fiala, G Feijoo, J M Lema, and M T Moreira. 2014. "Life Cycle Assessment of Electricity Production in Italy from Anaerobic Co-Digestion of Pig Slurry and Energy Crops." *Renewable Energy* 68: 625–35. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.03.005>.

Lijó, L, S González-García, D Lovarelli, M T Moreira, G Feijoo, and J Bacenetti. 2019. "Life Cycle Assessment of Renewable Energy Production from Biomass." *Green Energy and Technology*, 81–98. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-93740->

3_6.

Lijó, L, Y Lorenzo-Toja, S González-García, J Bacenetti, M Negri, and M T Moreira. 2017. "Eco-Efficiency Assessment of Farm-Scaled Biogas Plants." *Bioresource Technology* 237: 146–55. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.055>.

Lombardi, L, E A Carnevale, and A Corti. 2015. "Comparison of Different Biological Treatment Scenarios for the Organic Fraction of Municipal Solid Waste." *International Journal of Environmental Science and Technology* 12 (1): 1–14. <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0421-y>.

Lombardi, L, B Mendecka, and E Carnevale. 2018. "Comparative Life Cycle Assessment of Alternative Strategies for Energy Recovery from Used Cooking Oil." *Journal of Environmental Management* 216: 235–45. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.016>.

Luederitz, Christopher, Moritz Meyer, David J. Abson, Fabienne Gralla, Daniel J. Lang, Anna Lena Rau, and Henrik Von Wehrden. 2016. "Systematic Student-Driven Literature Reviews in Sustainability Science - An Effective Way to Merge Research and Teaching." *Journal of Cleaner Production* 119: 229–35. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.005>. (*reference for methodology*)

Mancini, E, I Arzoumanidis, and A Raggi. 2019. "Evaluation of Potential Environmental Impacts Related to Two Organic Waste Treatment Options in Italy." *Journal of Cleaner Production* 214: 927–38. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.321>.

Manfredi, S, and R Pant. 2013. "Improving the Environmental Performance of Bio-Waste Management with Life Cycle Thinking (LCT) and Life Cycle Assessment (LCA)." *International Journal of Life Cycle Assessment* 18 (1): 285–91. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0497-5>.

Marchi, M, E Neri, F M Pulselli, and S Bastianoni. 2018. "CO₂ Recovery from Wine Production: Possible Implications on the Carbon Balance at Territorial Level." *Journal of CO₂ Utilization* 28: 137–44. <https://doi.org/10.1016/j.jcou.2018.09.021>.

Marco, I De, S Miranda, S Riemma, and R Iannone. 2016. "Life Cycle Assessment of Ale and Lager Beers Production." Edited by Bardone E., Keshavarz T., and Bravi M. *Chemical Engineering Transactions* 49: 337–42. <https://doi.org/10.3303/CET1649057>.

Marco, I De, S Riemma, and R Iannone. 2018. "Uncertainty of Input Parameters and Sensitivity Analysis in Life Cycle Assessment: An Italian Processed Tomato Product." *Journal of Cleaner Production* 177: 315–25. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.258>.

Maria, F di, and C Micale. 2015. "Life Cycle Analysis of Management Options for Organic Waste Collected in an Urban Area." *Environmental Science and Pollution Research* 22 (1): 248–63. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3330-9>.

Maria, F Di, and C Micale. 2015. "Life Cycle Analysis of Incineration Compared

to Anaerobic Digestion Followed by Composting for Managing Organic Waste: The Influence of System Components for an Italian District.” *International Journal of Life Cycle Assessment* 20 (3): 377–88. <https://doi.org/10.1007/s11367-014-0833-z>.

Maria, F Di, C Micale, S Contini, and E Morettini. 2016. “Impact of Biological Treatments of Bio-Waste for Nutrients, Energy and Bio-Methane Recovery in a Life Cycle Perspective.” *Waste Management* 52: 86–95. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.04.009>.

Maria, F Di, C Micale, L Sisani, and L Rotondi. 2016. “Treatment of Mechanically Sorted Organic Waste by Bioreactor Landfill: Experimental Results and Preliminary Comparative Impact Assessment with Biostabilization and Conventional Landfill.” *Waste Management* 55: 49–60. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.033>.

Maria, F Di, F Sisani, O Norouzi, and R L Mersky. 2019. “The Effectiveness of Anaerobic Digestion of Bio-Waste in Replacing Primary Energies: An EU28 Case Study.” *Renewable & Sustainable Energy Reviews* 108: 347–54. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.03.047>.

Menna, F De, J Dietershagen, M Loubiere, and M Vittuari. 2018. “Life Cycle Costing of Food Waste: A Review of Methodological Approaches.” *Waste Management* 73: 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.032>.

Menna, F De, M Vittuari, and G Molari. 2015. “Impact Evaluation of Integrated Food-Bioenergy Systems: A Comparative LCA of Peach Nectar.” *Biomass & Bioenergy* 73: 48–61. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.12.004>.

Merli, R, M Preziosi, and A Acampora. 2018. “Sustainability Experiences in the Wine Sector: Toward the Development of an International Indicators System.” *Journal of Cleaner Production* 172: 3791–3805. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.129>.

Mistretta, M, P Caputo, M Cellura, and M A Cusenza. 2019. “Energy and Environmental Life Cycle Assessment of an Institutional Catering Service: An Italian Case Study.” *Science of the Total Environment* 657: 1150–60. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.131>.

Mondello, G, R Salomone, G Ioppolo, G Saija, S Sparacia, and M C Lucchetti. 2017. “Comparative LCA of Alternative Scenarios for Waste Treatment: The Case of Food Waste Production by the Mass-Retail Sector.” *Sustainability (Switzerland)* 9 (5). <https://doi.org/10.3390/su9050827>.

Moresi, M. 2014. “Assessment of the Life Cycle Greenhouse Gas Emissions in the Food Industry.” *Agro Food Industry Hi-Tech* 25 (3): 53–62.

Mosna, D, G Vignali, E Bottani, and R Montanari. 2016. “Life Cycle Assessment of a New Feed Production Obtained by Wasted Flour Food Collected from the Distribution and Retail Phases.” *International Journal of Food Engineering* 12 (9): 807–25. <https://doi.org/10.1515/ijfe-2016-0046>.

Negro, V, B Ruggeri, D Fino, and D Tonini. 2017. “Life Cycle Assessment of

- Orange Peel Waste Management.” *Resources, Conservation and Recycling* 127: 148–58. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.08.014>.
- Neri, E, F Passarini, D Cespi, F Zoffoli, and I Vassura. 2018. “Sustainability of a Bio-Waste Treatment Plant: Impact Evolution Resulting from Technological Improvements.” *Journal of Cleaner Production* 171: 1006–19. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.082>.
- Notarnicola, B, S Sala, A Anton, S J McLaren, E Saouter, and U Sonesson. 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. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.06.071>.
- Paolini, V, M Torre, W Giacomini, M Pastori, M Segreto, L Tomassetti, M Carnevale, F Gallucci, F Petracchini, and E Guerriero. 2019. “CO₂/CH₄ Separation by Hot Potassium Carbonate Absorption for Biogas Upgrading.” *International Journal of Greenhouse Gas Control* 83: 186–94. <https://doi.org/10.1016/j.ijggc.2019.02.011>.
- Pattara, C, A Raggi, and A Cichelli. 2012. “Life Cycle Assessment and Carbon Footprint in the Wine Supply-Chain.” *Environmental Management* 49 (6): 1247–58. <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9844-3>.
- Pergola, M, M Favia, A M Palese, B Perretti, C Xiloyannis, and G Celano. 2013. “Alternative Management for Olive Orchards Grown in Semi-Arid Environments: An Energy, Economic and Environmental Analysis.” *Scientia Horticulturae* 162: 380–86. <https://doi.org/10.1016/j.scienta.2013.08.031>.
- Pergola, M, A Persiani, A M Palese, V Di Meo, V Pastore, C D’Adamo, and G Celano. 2018. “Composting: The Way for a Sustainable Agriculture.” *Applied Soil Ecology* 123: 744–50. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.10.016>.
- Pergola, M, A Piccolo, A M Palese, C Ingraio, V Di Meo, and G Celano. 2018. “A Combined Assessment of the Energy, Economic and Environmental Issues Associated with on-Farm Manure Composting Processes: Two Case Studies in South of Italy.” *Journal of Cleaner Production* 172: 3969–81. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.111>.
- Poltronieri, P. 2016. “Tobacco Seed Oil for Biofuels.” In *Biotransformation of Agricultural Waste and By-Products: The Food, Feed, Fibre, Fuel (4F) Economy*, 161–87. Agri-Food Department of the National Research Council, CNR-ISPA, Lecce, Italy: Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803622-8.00006-9>.
- Righi, S, L Oliviero, M Pedrini, A Buscaroli, and C Della Casa. 2013. “Life Cycle Assessment of Management Systems for Sewage Sludge and Food Waste: Centralized and Decentralized Approaches.” *Journal of Cleaner Production* 44: 8–17. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.004>.
- Ripa, M, C Buonauro, S Mellino, G Fiorentino, and S Ulgiati. 2014. “Recycling Waste Cooking Oil into Biodiesel: A Life Cycle Assessment.” *International Journal of Performability Engineering* 10 (4): 347–56. <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0->

84906825337&partnerID=40&md5=7a6ad2d7a5c87d0fc7a2175e25af9db2.

Ripa, M, G Fiorentino, H Giani, A Clausen, and S Ulgiati. 2017. "Refuse Recovered Biomass Fuel from Municipal Solid Waste. A Life Cycle Assessment." *Applied Energy* 186: 211–25. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.05.058>.

Russo, G, G A Vivaldi, B De Gennaro, and S Camposeo. 2015. "Environmental Sustainability of Different Soil Management Techniques in a High-Density Olive Orchard." *Journal of Cleaner Production* 107: 498–508. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.06.064>.

Sala, S, A Anton, S J McLaren, B Notarnicola, E Saouter, and U Sonesson. 2017. "In Quest of Reducing the Environmental Impacts of Food Production and Consumption." *Journal of Cleaner Production* 140: 387–98. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.054>.

Salomone, R, and G Ioppolo. 2012. "Environmental Impacts of Olive Oil Production: A Life Cycle Assessment Case Study in the Province of Messina (Sicily)." *Journal of Cleaner Production* 28: 88–100. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.004>.

Torquati, B, S Venanzi, A Ciani, F Diotallevi, and V Tamburi. 2014. "Environmental Sustainability and Economic Benefits of Dairy Farm Biogas Energy Production: A Case Study in Umbria." *Sustainability (Switzerland)* 6 (10): 6696–6713. <https://doi.org/10.3390/su6106696>.

Uwizeye, A, P J Gerber, C I Opio, G Tempio, A Mottet, H P S Makkar, A Falcucci, H Steinfeld, and I J M de Boer. 2019. "Nitrogen Flows in Global Pork Supply Chains and Potential Improvement from Feeding Swill to Pigs." *Resources, Conservation and Recycling* 146: 168–79. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.03.032>.

Venzi, S, D Pezzolla, L Cecchini, M Pauselli, A Ricci, A Sordi, B Torquati, and G Gigliotti. 2018. "Use of Agricultural By-Products in the Development of an Agro-Energy Chain: A Case Study from the Umbria Region." *Science of the Total Environment* 627: 494–505. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.176>.

Vignali, G. 2016. "Life-Cycle Assessment of Food-Packaging Systems." *Environmental Footprints and Eco-Design of Products and Processes*. Department of Industrial Engineering, University of Parma, Viale Delle Scienze 181/A, Parma, 43124, Italy: Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-287-913-4_1.

Vignali, G, and G Vitale. 2017. "Life Cycle Assessment of Bio-Methane Obtained by Valorization of Food Waste." In 22nd Summer School "Francesco Turco" - Industrial Systems Engineering 2017, 2017-Sept:136–42. Department of Engineering and Architecture, University of Parma, Viale delle Scienze, Parma, 43124, Italy: AIDI - Italian Association of Industrial Operations Professors. <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-85040464428&partnerID=40&md5=2856276928341ef616a116b1882a79a8>.

Vittuari, M, F De Menna, S Gaiani, L Falasconi, A Politano, J Dietershagen, and

A Segrè. 2017. "The Second Life of Food: An Assessment of the Social Impact of Food Redistribution Activities in Emilia Romagna, Italy." *Sustainability (Switzerland)* 9 (10). <https://doi.org/10.3390/su9101817>.

Commodity Life Cycle Costing: un nuovo approccio per valutare l'uso delle risorse naturali nel corso del ciclo di vita

Giulio Mela¹, Paola Cristina Brambilla¹, Pierpaolo Girardi¹

¹Ricerca Sistema Energetico (RSE)

Email: giulio.mela@rse-web.it

Abstract

Questo lavoro definisce una metodologia – Commodity Life Cycle Costing (C-LCC) – volta a definire e calcolare un indicatore economico che sintetizzi il costo di tutte le materie prime e dell'energia impiegati nel ciclo di vita di un prodotto, da affiancare all'analisi LCA. Il C-LCC può quindi essere interpretato come un indicatore dell'uso delle risorse da parte di un determinato prodotto e può essere un valido strumento di politica per aumentare l'efficienza nell'uso delle materie prime e dell'energia. La metodologia è stata applicata, nell'ambito della ricerca di sistema RSE, a complemento all'analisi LCA delle performance di alcune tipologie di autoveicoli. In ambito urbano, i veicoli ibridi plug-in ed elettrici sono contraddistinti da un costo delle risorse significativamente più basso rispetto ai veicoli a combustione interna. In ambito extra-urbano, invece è il veicolo a metano quello con le performance migliori, seguito subito dopo da ibrido plug-in ed elettrico il cui divario con diesel e benzina, tuttavia, si riduce sensibilmente.

1. Introduzione

L'applicazione della metodologia del Life Cycle Assessment (LCA), ha, tra i suoi obiettivi anche quello di promuovere un utilizzo più responsabile ed efficiente delle risorse naturali e di un uso più efficiente delle materie prime. In alcuni casi, tuttavia, per stimolare l'attenzione dei policy maker e dell'opinione pubblica può essere utile associare ai flussi quantificati tramite l'analisi ambientale anche delle valutazioni di tipo monetario.

I segnali di prezzo, infatti, non solo "orientano" le scelte degli operatori economici, ma rendono anche più facilmente comprensibili gli impatti stimati, in termini quantitativi, dall'analisi ambientale, in quanto il denaro è "un'unità di misura" con la quale tutti – decisori politici, aziende e cittadini – hanno familiarità. Infine, la quantificazione dell'incidenza delle materie prime sul costo complessivo di produzione uso e smaltimento dei vari beni è importante, in prospettiva, anche nell'ottica del cosiddetto *Green New Deal*¹ e, più in generale, dell'economia circolare.

¹ https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_it

In questo quadro, in questo lavoro si presenta una metodologia, ancora in fase sperimentale, messa a punto a partire dal lavoro di Wilting e Hanemaaijer (2014), estendendolo a un approccio di ciclo di vita. Nello specifico, Wilting e Hanemaaijer hanno calcolato l'incidenza percentuale del costo delle materie prime sul totale del costo di produzione in diverse filiere produttive in alcuni paesi europei. Tale percentuale è stata stimata attraverso il cosiddetto costo base delle materie prime e dell'energia (*basic raw material cost*), ovverosia il costo di tutte le risorse naturali acquistate e impiegate nella produzione di un prodotto. Tale costo può quindi essere approssimato con la somma dei prezzi delle materie prime impiegate, escludendo, per quanto possibile, tutti gli altri costi come, ad esempio, il costo del lavoro o gli ammortamenti degli impianti produttivi. Il costo base delle materie prime può essere interpretato come un indicatore dell'uso delle risorse nell'ambito di un determinato paese, contesto geografico o settore ed è da preferire al semplice costo di produzione che comprende invece il valore aggiunto per le fasi a monte della filiera, i costi intermedi e l'acquisizione di servizi da terze parti. L'indicatore può essere quindi funzionale allo sviluppo di politiche finalizzate ad aumentare l'efficienza nell'uso delle materie prime e dell'energia nei vari processi produttivi, come raccomandato anche dalla *Roadmap to a Resource-Efficient Europe*².

Per questi motivi, nell'ambito della Ricerca di sistema (2019-2021) (vedi Brambilla, Mela, & Temporelli (2020) e Temporelli & Mela, (2019)), RSE ha messo a punto una metodologia Commodity Life Cycle Costing (C-LCC), per il calcolo di un indicatore di tipo economico, da affiancare a quelli di tipo ambientale usati nell'analisi LCA, che è stato utilizzato come complemento della valutazione dei costi esterni dovuti alle emissioni atmosferiche di alcune tipologie di autoveicoli in commercio (elettrici, ibridi plug-in e a combustione interna) (Girardi, Brambilla, & Mela, 2020).

2. Aspetti metodologici

Secondo l'approccio LCA/LCC, al fine di quantificare un qualsiasi indicatore di impatto, è necessario effettuare una operazione di classificazione che individui tutti i flussi fisici dell'inventario che contribuiscono all'indicatore stesso (ISO 14040) (ISO - The International Organization for Standardization, 2006).

A questo scopo, l'analisi ha avuto come punto di partenza l'elenco dei flussi fisici presenti nell'indicatore *Mineral fossil and renewable resource depletion* di ILCD (European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, 2011) reputato rappresentativo delle materie prime e dei flussi energetici³ impiegati nel corso del ciclo di vita di un determinato prodotto. Le materie prime considerate per lo sviluppo dell'indicatore economico sono quelle facenti parte dell'inventario (Ecoinvent, software SimaPro) utilizzato per l'analisi ambientale. Come accennato, come prima applicazione sperimentale, è stato

²https://ec.europa.eu/environment/resource_efficiency/about/roadmap/index_en.htm

³ Nel caso dell'energia generata da fonti fossili è stato utilizzato il prezzo di mercato della commodity dalla quale è stata generata l'energia (es. gas naturale o petrolio).

scelto di utilizzare la metodologia nel confronto tra veicoli elettrici, ibridi plug-in, diesel, benzina e metano di pari prestazioni. Per questo, nello studio sono state considerate le materie prime (espresse in kg) e l'energia (espressa in MJ) utilizzate nel corso del ciclo di vita di queste tipologie di autoveicoli. Non sono state considerate materie prime quali l'acqua e il consumo o cambio d'uso dei suoli in quanto, in molti casi, tali risorse vengono impiegate senza che venga corrisposto un prezzo per il loro uso e/o, anche qualora il prezzo fosse disponibile, tale prezzo sarebbe fortemente relazionato al luogo di produzione/utilizzo (es. cambio d'uso dei suoli).

Le fonti utilizzate per identificare i prezzi di riferimento per le varie materie prime sono state la banca dati della Banca Mondiale, il database a pagamento Datastream⁴ fornito da Refinitiv e il database di commercio estero Comtrade⁵ delle Nazioni Unite. Infatti, nei casi in cui non è possibile reperire quotazioni di mercato nei primi due database, o nel caso in cui tali quotazioni non rappresentino in maniera adeguata il flusso presente nell'indicatore (es. il prezzo dell'alluminio non può essere utilizzato per approssimare il prezzo del minerale dal quale l'alluminio viene estratto), è stato preso in considerazione il valore medio unitario delle esportazioni⁶ mondiali (calcolato come rapporto tra valore e volume dei flussi) di una determinata materia prima.

Dopo aver convertito tutte le quotazioni così determinate in euro (ai prezzi del 2018), il prezzo di riferimento da utilizzare per il calcolo dell'indicatore è stato calcolato utilizzando la media del triennio 2016-2018, mentre i valori minimi e massimi del periodo 2009-2018 sono stati impiegati per l'analisi dell'incertezza tramite metodo Monte Carlo.

Poiché nel ciclo di vita delle varie tipologie di autoveicoli considerate nell'analisi vengono impiegate anche delle materie prime (e dei flussi energetici) non presenti nell'indicatore *Mineral fossil and renewable resource depletion* disponibile nel software SimaPro, la lista delle materie prime è stata ampliata. Le materie prime presenti nell'indicatore Mineral fossil and renewable resource depletion, infatti, sono da considerarsi come un "punto di partenza" per lo sviluppo dell'indicatore economico in vari ambiti, che va, di volta in volta, integrato con quelle materie prime specifiche di ciascun prodotto considerato.

Nel caso dell'energia elettrica prodotta da fonti rinnovabili il costo della "materia prima" dalla quale si ricava l'energia non è quantificabile in quanto non esiste un mercato per il sole, il vento o il moto ondoso. Poiché tale energia viene commercializzata insieme all'energia elettrica prodotta da fonti fossili, il suo costo è stato approssimato con il prezzo medio dell'energia elettrica – al netto delle tasse e delle imposte – nell'Unione Europea per la tipologia di consumo non-

⁴ <http://solutions.refinitiv.com/datastream-macroeconomic-analysis>

⁵ <https://comtrade.un.org/>

⁶ Sono stati utilizzati i dati riguardanti le esportazioni, nonostante, in alcuni casi i dati riguardanti le importazioni siano da ritenersi più affidabili (in quanto è sulle quantità in ingresso che i vari paesi calcolano i dazi da applicare), sono stati utilizzati i dati riguardanti le esportazioni in quanto free-on-board (o franco partenza), ovverosia al netto dei costi di trasporto, assicurazione e degli eventuali dazi.

domestico, fascia di consumo 70-150 mila MWh/annui corrispondente ad una fabbrica automobilistica di grandi dimensioni (Daimler, 2017).

3. Analisi di inventario

Nel presente studio, la fonte principale per i dati di background è Ecoinvent v3.3 (Wernet, Bauer, Steubing, Reinhard, Moreno Ruiz, & Weidema, 2016). Per quanto possibile, comunque, sono stati utilizzati dati primari.

I veicoli analizzati corrispondono a differenti motorizzazioni della VW Golf. La fase di produzione dei veicoli avviene in Germania ed i consumi energetici, così come il consumo di semilavorati, fanno riferimento a processi tedeschi (oppure, ove non possibile, a processi medi europei). Anche la fase di assemblaggio delle batterie avviene in Germania, mentre la produzione delle celle è localizzata in Corea del Sud.

La vita utile dei veicoli è differenziata per tipologia di alimentazione e la vita utile delle batterie agli ioni di litio è uguale a quella dei veicoli su cui sono installate. Le fasi di fine vita di veicoli e batterie hanno luogo in Italia. Per tutte le tipologie di veicolo analizzate, i consumi sono tratti da dati EPA (www.fueleconomy.gov), o direttamente o attraverso elaborazioni dei consumi dichiarati dal costruttore o pubblicati su Quattroruote. Questo consente di avere valutazioni omogenee per i diversi veicoli in esame distinguendo il ciclo di guida urbano e quello extraurbano. Per i veicoli a combustione interna, i fattori emissivi da combustione derivano ISPRA (ISPRA, 2017). I fattori emissivi da usura (freni, pneumatici e manto stradale) sono parametrizzati in funzione del peso del veicolo (Simons, 2016) tenendo conto dell'effetto positivo della frenata rigenerativa (Del Duce, Gauch, & Althaus, 2016). Si ipotizza che la fase d'uso dei veicoli avvenga in Italia. Per la fase di manutenzione dei veicoli, si fa riferimento a consumi elettrici Italiani (mix medio al 2017 (Gargiulo, Girardi, & Mela, 2019).

Per la ricarica dei veicoli elettrici, conservativamente, si è utilizzato il mix elettrico marginale durante le ore di ricarica (Girardi, Gargiulo, & Brambilla, 2015). Le emissioni di CO₂ in fase di esercizio delle centrali termoelettriche che compongono il mix sono state aggiornate secondo i valori pubblicati da ISPRA per il 2017 (ISPRA, 2017). Inoltre, le emissioni in fase di esercizio di NO_x, SO_x, PM10 e PM2.5 delle centrali termoelettriche che compongono il mix sono state aggiornate secondo le più recenti dichiarazioni degli impianti termoelettrici Italiani aderenti al Sistema comunitario di Ecogestione e audit – EMAS (Regolamento n. 1221/2009). (Gargiulo, Girardi, & Mela, 2019).

Infine, i mix di importazione di gas naturale e petrolio greggio sono stati modellizzati in modo da essere rappresentativi della realtà italiana.

Le caratteristiche principali dei veicoli analizzati sono riportate in Tabella **1**.

Tabella 1. Principali caratteristiche dei veicoli analizzati.

Modello	Peso veicolo [kg]	Peso Batteria [kg]	Potenza max motore [kW]	Vita Utile [km]	Consumo Urbano	Consumo Extra-Urbano	U.M. consumo
Elettrico	1249	318	100	230000	16,78	18,64	kWh/100 km
Benzina	1315	-	96	210000	8,49	6,10	l/100 km
Diesel	1397	-	110	240000	6,98	5,10	l/100 km
Metano	1485	-	96	210000	6,14	4,32	kg/100 km
Ibrida plug-in	1599	120	150	230000	0	1,6	l/100 km
					16,78	12	kWh/100 km

4. Risultati

L'indicatore economico è stato costruito con la logica di un indicatore di impatto LCA, utilizzando cioè le quotazioni di riferimento per ciascuna delle commodity considerate come i fattori di caratterizzazione da combinare con i corrispondenti flussi fisici di inventario per ottenere il valore dell'indicatore per quel particolare prodotto/servizio, lungo tutto il suo ciclo di vita. Nel caso in esame, il valore dell'indicatore è espresso in euro/km di percorrenza in un ciclo di guida urbano (dove gli impatti ambientali sono più importanti) e, per completezza e per un'analisi di sensibilità, in un ciclo di guida extra-urbano.

È utile ricordare come l'indicatore tenga in considerazione solamente il costo delle materie prime impiegate nel processo produttivo e nella fase d'uso e non i costi d'investimento e quelli di manodopera, legati soprattutto alla fase di produzione.

I risultati riguardanti il ciclo di guida urbano sono riportati nella Tabella 2 e nella Figura 2.

Tabella 2. Costo delle materie prime impiegate nelle fasi di produzione e utilizzo delle varie tipologie di veicolo (euro 2018 per km di percorrenza in ambito urbano).

Tipologia di veicolo	Totale	Produzione	Vettore Energetico	Manutenzione	Ripristino del manto stradale	Batteria
Elettrico	0,0279	0,0084	0,0101	0,0012	0,0037	0,0045
Benzina	0,0431	0,0086	0,0297	0,0017	0,0031	0,0000
Diesel	0,0392	0,0080	0,0261	0,0018	0,0033	0,0000
Ibrida plug-in	0,0273	0,0102	0,0101	0,0016	0,0038	0,0017
Metano	0,0324	0,0094	0,0176	0,0019	0,0035	0,0000

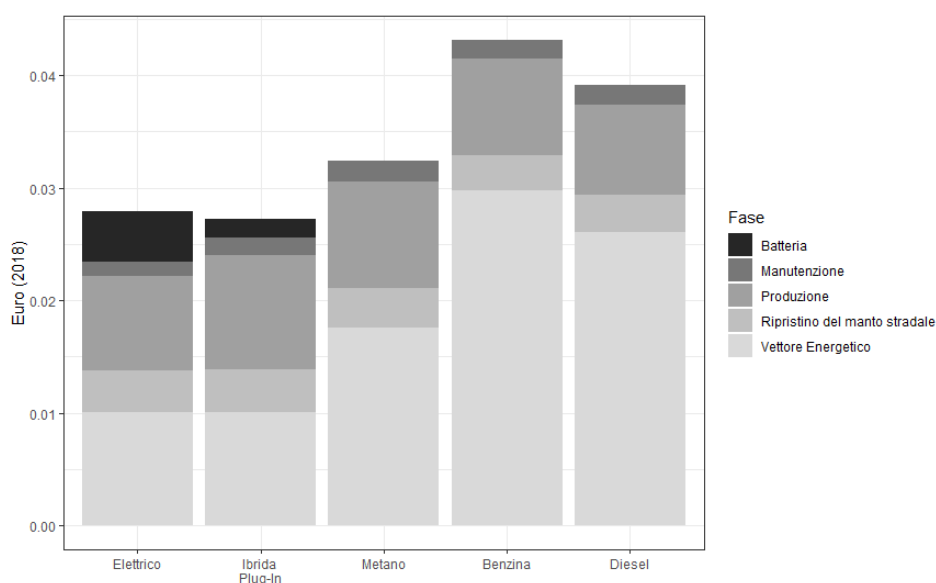


Figura 2. Composizione dell'indicatore di costo delle tipologie di auto analizzate, per fase del ciclo di vita (euro 2018 per km di percorrenza).

L'indicatore C-LCC assume i valori più bassi nel caso dell'auto elettrica⁷ e dell'ibrida plug-in. In senso assoluto la tipologia contraddistinta dall'indicatore

⁷ L'energia elettrica da fonti rinnovabili impiegata nella fase di utilizzo dell'auto è stata quantificata con il mix energetico marginale. Qualora venga quantificata con il mix energetico del 2017 il valore dell'indicatore sarebbe lievemente più basso, anche al di sotto di quello dell'elettrica plug-in.

economico più basso è l'ibrida plug-in con 0,0273 euro/km. Nel caso del veicolo elettrico, invece, l'indicatore assume un C-LCC di 0,0279 euro/km. .

L'indicatore C-LCC è sensibilmente più elevato nel caso dell'auto a metano (0,0324 euro/km) e soprattutto nel caso delle altre due tipologie di auto a combustione interna analizzate: diesel (0,0392 euro/km) e benzina (0,0431 euro/km). Nel caso del diesel e del benzina il valore particolarmente alto dell'indicatore è dovuto alla significativa incidenza del vettore energetico utilizzato in fase d'uso (sia il gasolio che la benzina sono derivati del petrolio) che rappresenta il 67 e 69% del totale del costo del ciclo di vita. È infatti il vettore energetico il responsabile principale delle differenze tra le varie tipologie.

L'incidenza dalla fase di produzione è più elevata nel caso dell'auto a metano e dell'ibrida plug-in. Una possibile spiegazione a questi valori risiede nel fatto che il veicolo plug-in, è caratterizzato dalla presenza di due motori, uno elettrico e uno a combustione interna, mentre quello a metano da serbatoi aggiuntivi in acciaio per lo stoccaggio del gas.

La fase di manutenzione pesa in maniera maggiore nel caso delle auto a combustione interna in quanto caratterizzate da un numero maggiore di componenti meccaniche soggette a usura. Tuttavia è bene notare che i valori relativi alla manutenzione, nell'inventario, provengono direttamente dal database Ecoinvent e che quindi, soprattutto nel caso di auto elettrica, plug-in e metano, meriterebbero un approfondimento.

Il peso della batteria, nel caso dell'auto elettrica e di quella plug-in, è rilevante e rappresenta circa il 17 e 6% rispettivamente dell'indicatore economico.

Nel caso in cui si consideri un ciclo di guida extra-urbano il quadro cambia in maniera significativa, come illustrato dalla Figura 3.

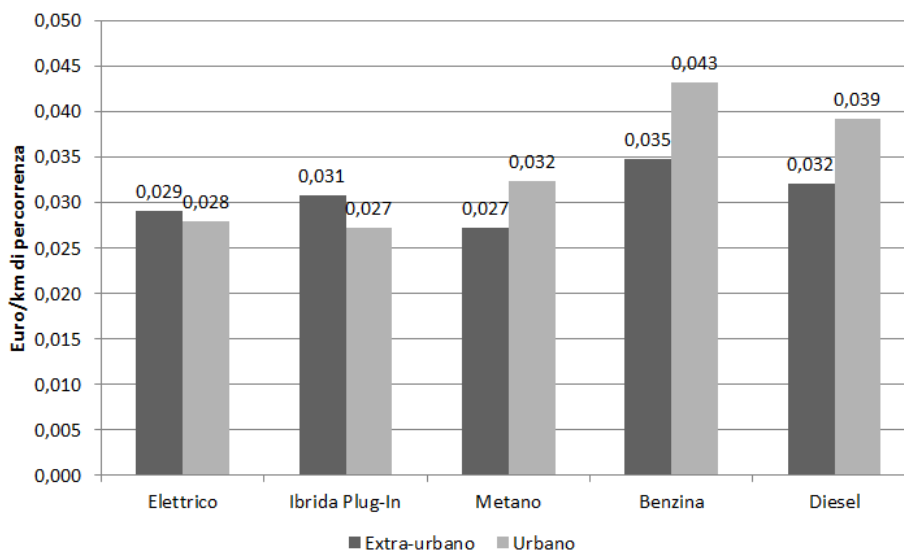


Figura 3. Confronto del valore dell'indicatore economico, per le tipologie di auto considerate, per il ciclo di vita urbano ed extra-urbano (valori in euro/km di percorrenza).

La differenza tra i veicoli a combustione interna e quelli elettrici e ibridi plug-in si assottiglia: il ciclo extra-urbano è infatti contraddistinto da velocità di percorrenza maggiori e da un minor numero di fermate e riavvii. In tale ambito è il veicolo a metano quello a comportarsi meglio, con un valore dell'indicatore C-LCC di 0,027 euro/km. I veicoli ibrido plug-in ed elettrico rimangono con valori dell'indicatore C-LCC paragonabili a quelli del veicolo a metano, ma la distanza da benzina e Diesel si riduce sensibilmente.

5. Analisi dell'incertezza

Stante la volatilità delle quotazioni di mercato (nonché dei valori medi unitari), l'indicatore economico è contraddistinto da un elevato livello di incertezza dei risultati. Per questo motivo è stata effettuata un'analisi probabilistica con il metodo Monte Carlo, con lo scopo di verificare la stabilità dei risultati di "baseline", al variare delle quotazioni di riferimento delle varie commodity. Tale analisi si riferisce al ciclo di vita urbano.

Il primo passo dell'analisi è stato l'individuazione del campo di variazione delle quotazioni di ciascuna commodity, oltre al valore di baseline (media 2016-18) a partire dal valore minimo e massimo nel periodo 2009-2018. Poiché la distribuzione di probabilità delle tre variabili è sconosciuta, l'analisi è stata effettuata ipotizzando che tutte e tre le variabili seguano una distribuzione di tipo triangolare.

Nel caso di tutte le tipologie di autoveicolo analizzate, la probabilità che l'indicatore C-LCC risulti inferiore al valore di baseline è piuttosto bassa, indice che il valore di baseline è da considerarsi relativamente "ottimistico" e che è quindi piuttosto probabile il caso opposto, cioè che l'indicatore calcolato per le varie tipologie risulti più elevato di quello calcolato con le quotazioni di baseline.

La Figura 4 illustra la distribuzione dei risultati delle simulazioni, per tipologia di auto e aiuta a capire se la volatilità delle quotazioni può verosimilmente modificare l'ordinamento delle tipologie di autoveicolo in base all'indicatore C-LCC.

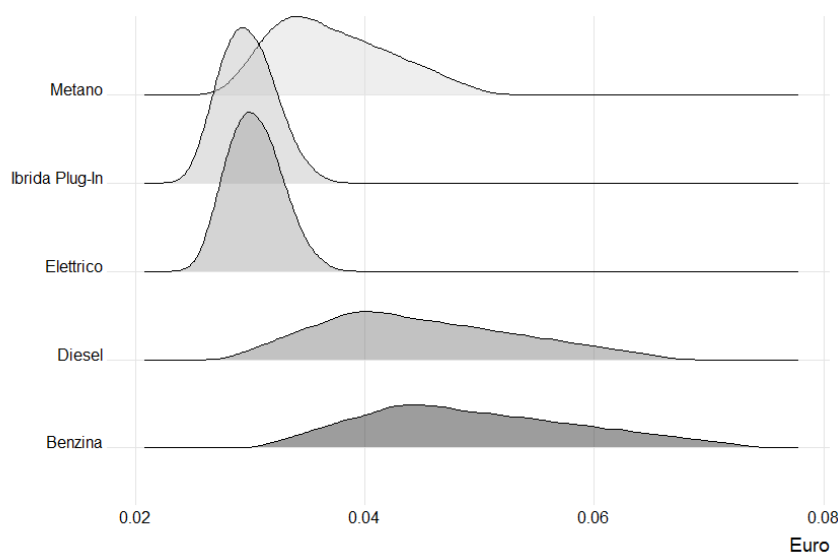


Figura 4. Distribuzioni di probabilità dei valori dell'indicatore economico approssimate a partire dai valori generati con le simulazioni Monte Carlo, per tipologia di veicolo.

Le distribuzioni di probabilità dell'indicatore C-LCC per le tipologie ibrida plug-in ed elettrica sono piuttosto concentrate intorno ai valori medi, a indicare un livello di incertezza relativamente basso del valore di baseline. Al contrario, i veicoli a Diesel e benzina (e, in misura minore, anche quello a metano) sono contraddistinti da distribuzioni di probabilità molto più schiacciate, con valori molto più dispersi rispetto alla media, indice di una maggiore incertezza delle stime. Tale macroscopica differenza risiede nella forte volatilità dei prezzi del petrolio, che è alla base del processo produttivo di gasolio e benzina, e della forte importanza relativa del vettore energetico sul totale dell'indicatore economico.

La probabilità che l'indicatore economico dei veicoli a combustione interna (benzina, Diesel e metano) risulti inferiore a quello del veicolo elettrico e a quello dell'ibrida plug-in è praticamente nulla. D'altro canto è pari a zero anche la probabilità che l'indicatore C-LCC calcolato per il veicolo elettrico risulti inferiore a quello riferito al veicolo ibrido plug-in. È piuttosto alta anche la probabilità che l'indicatore del veicolo a metano risulti inferiore a quello del benzina (91,0%) e del Diesel (80,7%) anche se in un numero significativo di casi ciò potrebbe non avvenire. Questo risultato, tuttavia, va interpretato con attenzione data la forte interdipendenza dei prezzi dell'energia a causa della quale è improbabile, salvo sconvolgimenti geopolitici nei paesi produttori, osservare un andamento discordante dei prezzi del petrolio e del gas naturale.

6. Conclusioni e possibili sviluppi

In ambito urbano, le auto a combustione interna sono caratterizzate da un costo delle risorse (materie prime ed energia impiegate lungo tutto il ciclo di vita) sensibilmente più elevato di quello delle altre tipologie di veicolo a causa, in larga parte, del vettore energetico utilizzato (carburanti fossili), mentre le tipologie elettrica e ibrida plug-in, nonostante la presenza della batteria (che implica costi

di produzione e smaltimento aggiuntivi) e una maggiore usura del manto stradale (causata dal peso maggiore dei veicoli), sono contraddistinte dai valori più bassi. Il veicolo alimentato a metano, invece, si classifica in posizione intermedia.

In ambito extra-urbano invece, le differenze tra le varie tipologie si assottigliano sensibilmente. I veicoli Diesel e a benzina rimangono tuttavia quelli con i valori più elevati dell'indicatore economico, nonostante le loro prestazioni migliorino in maniera rilevante grazie alle migliori efficienze. Il veicolo contraddistinto dai valori più bassi, tuttavia, diventa quello a metano, anche se i valori dell'indicatore C-LCC di ibrido plug-in ed elettrico sono solamente di poco più elevati.

Sia tenendo conto del ciclo di vita urbano che di quello extra-urbano, è il vettore energetico il fattore di costo dominante e sono proprio i differenti consumi in fase d'uso i responsabili della forte differenza dei valori dell'indicatore economico per le varie tipologie di auto nei due cicli di vita.

Nonostante il peso delle materie prime, come evidenziato dall'indicatore economico, sia inferiore, per la auto elettriche, rispetto alle auto Diesel e a benzina, le prime sono ancora caratterizzate da prezzi di vendita sensibilmente superiori: da un lato, la produzione di auto elettriche comporta l'attivazione di investimenti dedicati per la costruzione di nuove linee di produzione e/o nuovi stabilimenti. Inoltre, soprattutto nelle fase iniziale, possono essere rilevanti i costi di progettazione e di marketing.

Per i prossimi anni di Ricerca di sistema, RSE ha in programma l'affinamento della metodologia di calcolo dell'indicatore economico delle materie prime illustrata in questo articolo e la sua applicazione in ambiti diversi, come l'accumulo stazionario dell'energia prodotta da fonti rinnovabili o i confronto delle diverse alternative per la logistica dell'ultimo miglio.

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato finanziato dal Fondo di Ricerca per il Sistema Elettrico in ottemperanza al Decreto del Ministro dello Sviluppo Economico 16 aprile 2018.

7. Bibliografia

Brambilla, P., Mela, G., & Temporelli, A. (2020). *Analisi LCA di veicoli elettrici, ibridi plug-in e a combustione interna a fronte dell'evoluzione dei veicoli e del parco di generazione elettrico*. Ricerca di Sistema, RSE.

Daimler. (2017). *Declaración Ambiental Año 2017*. Mercedes-Benz España SAU, Fábrica Vitoria.

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), 1314-1326.

European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability. (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 - First Edition - EUR 24571 EN.

- Gargiulo, A., Girardi, P., & Mela, G. (2019). *Life Cycle Assessment della produzione di energia elettrica nazionale attuale ed al 2030*. Ricerca di Sistema, RSE, n. 19012876.
- Girardi, P., Brambilla, C., & Mela, G. (2020). Life Cycle Air Emissions External Costs Assessment for Comparing Electric and Traditional Passenger Cars. *Integrated environmental assessment and management*, 16(1), 140-150.
- Girardi, P., Gargiulo, A., & Brambilla, P. C. (2015). A comparative LCA of an electric vehicle and an internal combustion engine vehicle using the appropriate power mix: the Italian case study. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(8), 1127-1142.
- ISO - The International Organization for Standardization. (2006). ISO 14040:2006: Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and framework.
- ISPRA. (2017). Fattori di emissione per la produzione ed il consumo di energia elettrica in Italia. <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/serie-storiche-emissioni/fattori-di-emissione-per-la-produzione-ed-il-consumo-di-energia-elettrica-in-italia/view>. Tratto il giorno giugno 2019
- Joint Research Center-European Commission. (2010). Handbook I. L. C. D. - Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment.
- Ntziachristos, L., Gkatzoflias, D., Kouridis, C., & Samaras, Z. (2009). COPERT: A European Road Transport Emission Inventory Model. In *Information Technologies in Environmental Engineering* (p. 491-504). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Simons, A. (2016). Road transport: new life cycle inventories for fossil-fuelled passenger cars and non-exhaust emissions in ecoinvent v3. *Int J Life Cycle Assess*, 21(9), 1299-1313.
- Temporelli, A., & Mela, G. (2019). *Analisi di letteratura e aspetti metodologici per la LCA ed LCC delle batterie stazionarie - Progetto 1.2 Sistemi di accumulo, compresi elettrochimico e power to gas, e relative interfacce con le reti*. Piano Triennale di Realizzazione 2019-2021 della Ricerca di Sistema Elettrico Nazionale.
- Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *Int. J. Life Cycle Ass.*, 21(9), 1218–1230.
- Wiltng, H., & Hanemaaijer, A. (2014). *Share of raw material costs in total production costs*. PBL Netherlands Environmental Assessment Agency.

LCA approach for the C&D waste management system in different countries of the world

Federica Carollo¹, Lucia Rigamonti¹

¹ Politecnico di Milano, Department of Civil and Environmental Engineering

Email: federicacarla.carollo@polimi.it

Abstract

The main problem with the recovery of construction and demolition (C&D) waste is the huge amount of recycled aggregates that remain unsold, due, maybe, to the lack of trust by sector operators. Carry on an environmental assessment would be a useful method to reveal the advantages in the use of the secondary resources. Through a literature review, this paper will analyze the application of Life Cycle tools for evaluating circular strategies in C&D waste management to compare different scenarios, hypotheses, and approaches adopted in life cycle assessment (LCA). The comparison will be done between four scientific articles from different countries (Italy, Spain, Denmark, and Brazil), in which an LCA analysis regarding C&D waste management has been carried out.

1. Introduction

The huge generation of mineral waste from construction and demolition (C&D) activities sets its gaze on the opportunity of a possible recovery. In Italy, most C&D waste is already sent for recovery (ISPRA, 2019) but despite the good performances in terms of recycling rate there are still obstacles that prevent the widespread use of the secondary resources produced in the recycling activities. This is, probably, caused by the low landfilling fees, the high availability and/or low price of natural aggregates, the lack of or inefficient waste sorting at source and, above all, the lack of trust in the use of recycled aggregates (RAs). The main problem with the recovery of C&D waste is, therefore, the huge amount of RAs that remain unsold (Collivignarelli et al, 2018). Among the various possible solutions, to push the sector operators to use them, one could be the environmental and economic evaluation of the advantages of the use of RAs compared to natural ones, and this can be done by applying the life cycle methodologies as the Life Cycle Assessment (LCA) and the Life Cycle Costing (LCC). The LCA is a methodology to evaluate the potential environmental impacts of a product or a system by accounting for the environmental exchanges (e.g. emissions, consumption of reagents and energy) over the entire life cycle of the product or system for several so-called "impact categories", such as e.g. climate change, resource depletion, and toxicity. The LCC, instead, considers all the costs that will be incurred during the lifetime of the product, work or service, e.g. acquisition costs, operation costs, disposal costs, maintenance costs. The following article focuses on the LCA of the C&D waste management system which takes into attention all the phases, from the generation of inert waste in the demolition site to recycling in dedicated plants and the production of RAs up to the recovery in new constructions (buildings or roads). Various LCAs have

already been carried out in Europe and worldwide. Four scientific articles on the topic will be investigated to compare the applied methodologies and the results obtained.

2. Literature review of LCA studies applied to C&D waste management

Through a literature review, four scientific papers were examined. The articles were chosen from the ones where the LCA methodology has been applied in the common field of C&D waste management but in different countries. Accordingly, the four papers are: Borghi et al. (2018) from Italy; Mercante et al. (2012) from Spain; Butera et al. (2015) from Denmark; Rosado et al. (2019) from Brazil. For simplicity, from now on, the publications will be indicated with the country of origin: Italy, Spain, Denmark, Brazil. The analysis of the four articles will put in relation four countries such as Italy (with Region Lombardy as a case study), Spain, Denmark, and Brazil (with São Paulo State as a case study) to find some correlations between the assumptions, the input data, and the environmental impacts assessments.

The first comparison that can be made concerns the amount of C&D waste produced in a year in the different countries and the fate of those waste (recycling, landfill or incineration).

In Italy, about 0.83 tonnes per person of C&D waste was generated in 2014, of which the majority has been sent for recycling. In Lombardy Region the mixed waste (EWC 170904) is the main flow, accounting for approximately 80% of C&D waste. The 90.7% of C&D waste was sent to recycling, 3.3% was disposed of in landfills and the remaining 6% was stored in transfer stations without being subjected to any further treatment within the same year. In Spain, about 0,75 tonnes per person of C&D waste are produced every year; reduction or prevention is the first management choice, followed by re-use and recycling, valorization (including energy recovery) and lastly deposit in sanitary landfills (Rodríguez et al, 2014). Relating to Denmark, the article does not give data on the quantity of C&D waste generated but the recovery rate (mostly in road construction) is already over 80% as the landfilling of the C&D waste is not practiced in Denmark (Butera et al., 2014). In Brazil, the data reveals the production of 0.48 tonnes per person per year. In Paulo State the 30% of the C&D waste generated in each municipality is sent to illegal storage area and then sorted, and disposed of into inert or sanitary landfills, depending on their composition. Only seven municipalities out of the 58s of the São Paulo State recycle 20% of the mineral fraction.

2.1. Step 1. Goal and Scope definition

The first step in the LCA is to define the goal and scope of the study.

2.1.1 Goal

All the articles share the same main objective which is to evaluate the environmental impacts relating to the end of life phase of the mineral fraction of C&D waste. The Spanish case study also combines the goal to draw a proper

LCI (Life Cycle Inventory) of C&D waste management in Spain based on primary data collected directly from some Spanish companies.

2.1.2 Functional unit

The choice of the right functional unit is the most important phase of the LCA because everything that will be evaluated later will be referred to it. Italy, Spain, and Denmark and Brazil have chosen the tonnes of C&D waste as functional unit, demonstrating a certain unity in the way of thinking.

2.1.2 System boundaries and different scenarios

All the studies included in the system boundary all the treatment processes, starting from waste entering the management system until when it leaves the system as an emission (solid, liquid or gaseous) or as secondary material. The activities/ processes considered are:

- On-site storage
- Collection and transport
- C&D waste recycling and transfer
- Valorization (if any)
- Final disposal

However, the most interesting part is the different scenarios assessed in each paper, hypothesized to find the best-case scenario and what to improve to take the maximum advantage from the waste management. Italy (Table 1) and Brazil (Table 2) assessed the larger number of sensitivity scenarios by changing a certain assumption from time to time.

Spain considered two different kinds of recycling plants:

- Type I: These plants process mixed C&DW. They have a treatment capacity of 500-650 t/day and an installed power of 150-160 kW.
- Type II: These are larger facilities with two lines. The first one processes mixed C&DW with a production capacity of 3,000-4,500 t/day. The second one handles concrete waste, separately and independently from the mixed one. This second line, with a capacity of 2,500 t/day, produces secondary aggregate with better quality and more uniform composition.

Denmark analyzed two parallel end-of-life scenarios which are the utilization of the RAs in road construction and the C&D waste disposal in a mineral landfill.

Table 1: Scenarios considered in Italy case study

Sensitivity scenarios	Parameters that change
Base case scenario	11.6% of C&D waste is sent to the storage, 85.1% to recycling and 3.3% to disposal.
Scenario analysis on the method for calculating the replacing coefficient ⁸	The replacing coefficient is replaced by R^* that is based on economic considerations: $R^* = P_{RA}/P_A$ where P_{RA} and P_A are the average market price of RAs and of the avoided natural materials.
Scenario analysis on the management system	<ol style="list-style-type: none"> 1. The storage operations were removed, the waste is directly sent to recycling and landfilling; 2. All the managed C&D waste is disposed of in landfills.
Scenario analysis on the recycling plants	<ol style="list-style-type: none"> 1. Plants powered by electricity; 2. Plants fueled by diesel.
Scenario analysis on the transport distance	<ol style="list-style-type: none"> 1. C&D waste delivery distance: between 20 km and 35 km; 2. RAs selling distance: between 10 km and 30 km; 3. NAs selling distance: between 30 km and 60 km.
Scenario analysis on the replacing coefficient ⁹	<ol style="list-style-type: none"> 1. $R=0$; 2. $R1=0.97$ and $R2=0.86$.
Scenario analysis on the RAs quality	The amount of avoided NAs was calculated by setting $R=1$ assuming that the quality and the performance of RAs is equal to that of NAs ($Q=1$) and that the market is stable and well-developed for high-quality RAs ($M=1$).
Best Case scenario	All the C&D waste is sent to recycling; The plants are powered by electricity; Transport distance is at the minimum value with NAs selling distance unchanged; 90% of the produced RAs are considered of high quality and $R=1$.

⁸ The calculation of the replacing coefficient is: $R=Q1*Q2*M$ in which $Q1$ considers the quality of RAs, $Q2$ the technical characteristics of RAs compared to those of the substituted material in relation to the specific application. M is the market coefficient, $M=0$ when all the produced RAs are unsold and $M=1$ when RAs are totally sold (Borghini et al., 2018).

⁹

Table 2: Scenarios considered in Brazil case study

Sensitivity scenarios	Parameters that change
Base case scenario	30% of the C&D waste generated in each municipality is sent to illegal storage areas. The waste removed from these areas is then sorted, and disposed of into inert or sanitary landfills, depending on their composition. Seven municipalities out of 58s recycle the 20% of mineral fraction using different facilities obtaining different RAs quality.
Scenario analysis on the municipalities' recycling rate	All municipalities recycle the mineral fraction: 1. The recycling rate is 20%; 2. The recycling rate is 100%.
Scenario analysis on the quality of facilities and RAs	All stationary recycling facilities utilised by the municipalities has the best configuration, obtaining a larger fraction of medium quality RAs. 1. The recycling rate is 20%; 2. The recycling rate is 100%.
Scenario analysis on the transportations	1. Consider that all the mineral fraction is transported to the existing recycling facilities, regardless of the recycling rate, following the same approach adopted in the other scenarios; 2. Consider the transport of the mineral fraction that will be effectively recycled to the recycling facility (recycling rate 20%), the transport of the remaining mineral fraction to the inert landfill, and the environmental burdens of inert landfilling.

2.2. Step 2. Life Cycle Inventory and quality of data

This step involves the compilation and quantification of inputs and outputs for a product or a system throughout its life cycle. In general, the primary data used to model the recycling of C&D waste, the products avoided, the transport distance and the storage operations, are collected from field visits and direct interviews with recycling plants' operators. Italy collected primary data, related to C&D waste recycling plants, during technical visits performed at nine recycling plants. All consumptions reported are average values weighted on the amount of C&D waste treated by each facility considered in the analysis. Data about the energy and material consumptions for the extraction of the natural raw material and the production of NAs were calculated based on official data provided by the 12 Provinces of the Region. Moreover, some road construction companies operating in the territory have been contacted to understand which natural materials RAs can substitute and how RAs perform compared to NAs. Transport distances have

been evaluated analyzing the MUD (Modello Unico di Dichiarazione ambientale) database. Spain collected data directly from Spanish enterprises involved in the life cycle of the C&D waste management: two firms that manufacture containers and bags, that are used to store the C&D waste on demolition/construction sites, two companies responsible for the temporary storage of waste and transporting it, five firms devoted to sorting and treating C&D waste and two enterprises that operate inert landfills. The plants provided annual data on inputs (waste, water, electricity, and fuel) and outputs (emissions into the air and water, and solid waste). Denmark paid particular attention to the leaching data for C&D waste, which was obtained from lysimeter experiments on five samples. Data for capital goods of the C&D waste treatment facility and operation of the crushing machinery was retrieved from literature. In Brazil, a general questionnaire was elaborated to gather primary data about the C&D waste management as well as interviews and technical visits, where specific data have been obtained.

Italy, Spain and Brazil modeled the inventory data with the support of SimaPro software while Denmark used EASETECH (Turconi et al, 2013) a model for LCA of waste and energy systems developed by the Technical University of Denmark. All of them, instead, took ecoinvent database as a reference to configure the inventory of minority materials, fuel, and electricity.

2.3. Step 3. Life Cycle Impact Assessment

The third step is aimed at evaluating the magnitude and significance of the potential environmental impacts for a product system throughout the life cycle of the product (associating inventory data with specific environmental impact categories and category indicators). In table 3 all the impact categories that each country has chosen to estimate are indicated.

Table 3: Impact categories considered in the four studies

Impact categories	Climate Change	Ozone Depletion	Human toxicity Non-cancer effects	Human toxicity cancer effects	Ionizing radiation	Particulate matter	Photochemical ozone formation	Acidification	Eutrophication	Eutrophication freshwater	Eutrophication	Freshwater ecotoxicity	Water resource depletion	Mineral, fossil & ren resource depletion	Energetic impact	Natural resource consumption
Italy	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Spain	x	x					x	x	x	x						
Denmark	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x			x		
Brazil	x	x	x	x	x		x	x	x					x	x	x

Italy chose two different characterization methods for the impact assessment:

- ILCD 2011 method considering all the recommended impact categories except the land use and the ionizing radiations.
- CED method (Cumulative Energy Demand) to evaluate the energetic performance.

Spain and Brazil applied the characterization factors proposed by CML (Guinée et al, 2002) to the selected impact categories, while Denmark as Italy included the ILCD-recommended midpoint categories.

2.4. Step 3. Results and Interpretation

In the final step of the LCA procedure, the results are summarized and discussed as a basis for conclusions, recommendations, and decision-making having in mind the goal and scope of the study. In Italy, the result showed that under the current scenario, for most impact categories, the benefits associated with C&D waste recycling (due to the substitution of natural resources) cannot balance the burdens generated from the other management phases (mainly from transport). A good part of the assessed scenarios showed no or quite small advantages in respect to the current scenario. The scenarios in which some improvements are encountered are those with plants powered by electricity and in which there is a reduced delivery distance for C&D waste. The maximum advantage is, instead, found when all the RAs produced are of high quality and the total amount is sold. The best-case scenario shows a negative sign in most of the environmental impact indicators. The study conducted in Spain revealed that for all impact categories, the consumption of fuels and energy by transport, sorting and landfilling, make a net contribution to the environmental impact. Moreover, the scope of the Spanish study included the burdens due to the manufacture and use of bags and containers for the temporary storage of C&D waste. The result showed that the net contribution of the containers is lower than 1% of the global impact for all impact categories. The savings are due to the recycling of plastics, metals, aggregates, cardboard, and wood for all the impact categories, except for climate change for wood and cardboard which emissions, due to recycling, are bigger than those of the corresponding virgin products. In Denmark, the LCA modeling demonstrated that the utilization of C&D waste in road construction as a replacement material for natural gravel was preferable to landfilling for most environmental impact categories. Also here, transportation of C&D waste and avoided transport of natural aggregates were the most important processes for most non-toxic categories and one toxic category (carcinogenic human toxicity), accounting for 60–95% of total impacts. Leaching played a major role in freshwater eutrophication, as well as human and ecosystem toxicity. In these impact categories, landfilling disposal may be a better solution than road utilization due to the lower Liquid/Solid ratio in the landfill scenario, and the included leachate collection and treatment. In Brazil, the results highlighted the importance of the avoided impacts from recovered materials, mainly those related to steel, glass and plastics recycling. The results of the alternative scenarios indicate that the increase of recycling and the production of medium quality RAs improve significantly the impact categories of Acidification and Respiratory Inorganics compared to the base-case scenario. However, although the mineral fraction represents a large quantity of C&D waste, its recycling does not appear remarkable for the avoided impacts. Conversely, its contribution to the impacts of transportation was significant, accounting for the consumption of 76% of the total crude oil used throughout the management system.

3. Discussion

In conclusion, in all the papers, the LCA of the C&D waste management system was carried on following nearly the same approach. The goal and scope, the way to collect data, and the impact categories are very similar. In all of the LCAs similar results were obtained and all of them have concluded that recycling is not always the best environmental choice due, especially, to the high emissions deriving from the C&D waste transportation and to the emissions of the recycling plants. The key points recommended by the Countries to improve the environmental performances of the system, so, are: the increase of the demand of recycled aggregates, supporting their use in the construction sector; the reduction of the waste transportation distance (shorter than 40 km) by, for example, localizing the recycling plants properly across the regional territory, and promoting the connection between recyclers and constructors. However, to have a wider view on the life cycle process the LCAs studies should have added to the boundary system the first phase of the demolition. One suggestion by Italy, Spain and Brazil is, indeed, the adoption of selective demolition in civil construction and demolition works but they did not include it in the system studied. Instead, one study that assess the environmental performances of the selective demolition was carried by Rigamonti and Pantini in 2019: the results show that the environmental sustainability depends a lot on the characteristics of the building to be demolished as well as on the local markets for recycled materials and selective demolition alone cannot solve the problem because it must then be followed by a good waste management system (i.e. there must also be recycling plants, good secondary materials must be produced and these must then be really used in replacement of something). Waste legislation and policy of the EU Member States in the waste management hierarchy put as a priority the prevention (European Commission, 2008). The correct management from the generation phase is a key element to allow compliance with the hierarchy of waste, ensuring the waste reduction and the optimization of the recovery of materials.

4. Concluding remarks

We can conclude that, in all the reviewed papers, the LCA of the C&D waste management system was carried on following nearly the same approach.

Recycling is not always the best environmental choice due, especially, to the high emissions deriving from the C&D waste transportation and to the emissions of the recycling plants.

Sensitivity and scenario analyses, where the influence on the results of the variation of one or more parameters and assumptions is evaluated, is useful to help the final decision-making phase and to make more direct recommendations about what to improve. Both Italy and Brazil analyzed a good number of scenarios, while Denmark and Spain assessed only the two different cases of recycling and landfilling.

The demolition step should be included in LCAs of C&D waste management systems as it determines the quality of the waste flows sent to recycling plants.

5. References

- Borghi, G, Pantini, S, Rigamonti, L, 2018. Life cycle assessment of non-hazardous Construction and Demolition Waste (CDW) management in Lombardy Region (Italy). *J. Clean. Prod.* 184, 815-825.
- Butera, S, Christensen, TH, Astrup, TF, 2014. Composition and leaching of construction and demolition waste: Inorganic elements and organic compounds. *J. Haz. Mat.* 276, 302–311
- Butera, S, Christensen, TH, Astrup, TF, 2015. Life cycle assessment of construction and demolition waste management. *Waste Manag.* 44, 196-205.
- Collivignarelli, C, Plizzari, G, Sorlini, S, Cominoli, L, 2018. Rapporto finale: Indicazioni e criteri per l'utilizzo degli aggregati riciclati nel settore edile, stradale e ambientale. Università di Brescia. Viewed 16 Mar 2020 <http://multimedia.assimpredilance.it/Report_Unibs_AnceL_finale.pdf>
- European Commission (EC), 2008. Directive 2008/98/EC on waste (Waste Framework Directive).<<https://ec.europa.eu/environment/waste/framework/>>
- European Commission (EC), JRC (Joint Research Center), 2010. ILCD Handbook: General Guide for Life Cycle Assessment and Detailed Guidance. Viewed 23 Mar 2020 <<http://eplca.jrc.ec.europa.eu/uploads/ILCD-Handbook-General-guide-for-LCA-DETAILED-GUIDANCE-12March2010-ISBN-fin-v1.0-EN.pdf>>.
- Guinée, JB, (2002) Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht, The Netherlands.
- ISPRA, 2019. Rapporto Rifiuti Speciali Edizione 2019. viewed 16 Mar 2020 <http://www.isprambiente.gov.it/files2019/pubblicazioni/rapporti/RapRifiutiSpeciali2019n.309_ver- sintegrale_Rev11Ottobre2019_new.pdf >
- Mercante, IT, Bovea, MD, Ibáñez-Forés, V, Arena, AP, 2012. Life cycle assessment of construction and demolition waste management system: a Spanish case study. *Int J. Life Cycle Assess.* 17, 232-241.
- Rigamonti, L, Pantini, S, 2019. Is selective demolition always a sustainable choice?. *Waste Manag.* 103, 169-176.
- Rodríguez, G, Medina, C, Alegre, FJ, Asensio, E, Sánchez de Rojas, MI 2014. Assessment of C&DW plant management in Spain: in pursuit of sustainability and eco-efficiency. *J. Clean. Prod.* xxx, 1-9.
- Rosado, LP, Vitale, P, Penteadó, CSG, Arena, U, 2019. Life cycle assessment of construction and demolition waste management in a large area of São Paulo State, Brazil. *Waste Mangag.* 85, 477-489.
- Turconi, R, Damgaard, A, Bisinella, V, Astrup, TF, 2013. EASETECH Energy: Life Cycle Assessment of Current and Future Danish Power Systems. In: Paper presented at 8th Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems, Dubrovni

Measuring circularity in the tourism sector: a step forward

Ioannis Arzoumanidis¹, Anna M. Walker¹, Luigia Petti¹, Andrea Raggi¹

¹Department of Economic Studies, University "G. d'Annunzio", Pescara, Italy

Email: i.arzoumanidis@unich.it

Abstract

The tourism industry is one of the fastest-growing economic sectors, thus contributing to ever-increasing sustainability-related impacts. Within this sector, the concept of circularity has been poorly analysed so far. This paper aims at providing some insight towards the measurement of circularity in tourism by means of a literature review. The results showed that the measurement of circularity can be complex and that life cycle-based indicators have started to be introduced. With regard to tourism, only one set of indicators, which partially overlap with the ones proposed by the EU monitoring framework towards Circular Economy, was identified. Those proposed within in the EU framework were found to be appropriate for the tourism industry; however, not all of them could be regarded as life cycle-based. A next step will be to analyse and integrate life cycle sustainability-based indicators with circularity ones.

1. Introduction

The tourism industry can be identified as one of the fastest-growing economic sectors. Indeed, the number of global tourism arrivals reached 1.5 billion in 2019 with an increase of 4% with respect to 2018 (UNWTO, 2020)¹⁰. Until now, the intense growth of the industry has led to ever-increasing environmental (Manniche et al., 2018) as well as social and economic impacts (Tasci, 2017). The EU adopted a sustainable development stance -- highlighted also by the United Nations (UN, 2016) -- thus indicating the transition to Circular Economy (CE) amongst its priorities (EC, 2015). According to this concept, the value of products as well as of materials and resources should be maintained as long as possible within the economy, while waste is to be minimised (Pamfilie et al., 2018).

After an in-depth analysis of the CE concept, scholars shifted their focus from measuring the circularity of products (e.g., Niero & Kalbar, 2019), companies (Prieto-Sandoval et al., 2018), supply chains (e.g., Howard et al., 2019), and regions (e.g. Geng et al., 2012) towards assessing the correlation of CE metrics and potential sustainability impacts (Helander et al., 2019; Kravchenko et al., 2019; Kristensen & Mosgaard, 2020). It is no longer enough to be circular for the

¹⁰ It has to be noted, though, that such a growth could be compromised in 2020 due to the coronavirus infection (COVID-19), which has been spreading all over the globe (Oxford Analytica, 2020; Ruiz Estrada et al., 2020).

sake of circularity, but it is also important to be aware of the potential sustainability implications following the transition towards a CE.

When it comes to the tourism industry, the concept of circularity was found to be somewhat poorly analysed to date, although it has slowly been introduced in the hospitality subsector within practical applications (Arzoumanidis et al., 2020). In the same way as with CE, the concept of a Circular Tourism (CT) would be able to include the stimulation of circular flows with the goal of conciliating tourism and sustainable resource management (Patti, 2017).

This paper aims at providing some insight towards the measurement of circularity in tourism by means of a literature review, as required by the AIM project (please refer to the “Acknowledgements” section) with an outlook towards sustainability. In this way, a set of life cycle-based indicators will eventually be identified at a later stage of the project in order to be used in online booking platforms and to assist future users in making more sustainable choices. Given this final use of such indicators, these should meet criteria, such as: be scientifically robust, easy/simple to calculate and/or use for both accommodations and clients, etc.

2. Circular Economy indicators

The first assessment frameworks for a circular economy came from Chinese authors, given that China had implemented policies on a CE already in 2003 (Geng et al., 2012). Their CE concept was largely based on the field of industrial ecology, which had been rebranded. Therefore, measurement approaches were similar to those used for evaluating the efficiency in industrial symbiosis (e.g., Wen and Meng, 2015). Indeed, Corona et al. (2019) and Moraga et al. (2019) describe that a majority of the methodologies used are mass balance approaches such as Material Flow Analyses (MFAs) and Life Cycle Assessments (LCAs). The latter are especially applied to establish the potential impact of a product on the environment. In the case of Niero and Kalbar (2019), the LCA is combined with the Material Circularity Indicator, developed by the Ellen MacArthur Foundation and Grata (2015), to also determine the circularity of the respective product. In similar vein, Mondello et al. (2020) examined the usefulness and suitability of the LCA methodology in aiding companies in CE decision making processes. While these authors are some of the few combining circularity and sustainability, there are others (Fiksel and Bakshi, 2010; Howard et al., 2019; Linder et al., 2017; Saidani et al., 2019), where the assessment goal is the degree of circularity, rather than the effect this circularity has on sustainability aspects. As mentioned in the introduction however, scholars now divert towards integrating more sustainability-based measures into the measurement of circular systems.

Whereas the aforementioned authors could help establish whether a given system is circular or not - with assessment toolkits that go beyond those used in industrial ecology - there is still the need to establish what the implications of this circular system are on the environment. For this, single indices as proposed are not sufficient, since they are not able to capture systemic impacts. Kristensen & Moosgard (2020) found that circularity indicators mostly focus on recycling, remanufacturing or end-of-life management, while some address disassembly,

resource-efficiency or reuse, lifetime extension, waste management. Yet, most of the indicators are addressing the economic dimension of sustainability, followed by the environmental one, while the social dimension is very limited. Through the partial depiction of potential sustainability impacts of circular systems, current measurement practices are bound to lead towards burden-shifting between the three dimensions (Corona et al., 2019). In line with this finding, from their review of measurement approaches at the micro level and the analysis of the European CE monitoring framework, Moraga et al. (2019) derive that the circularity measurement needs include at least a set of indicators to meaningfully capture realities.

One of the reference frameworks for policy makers is the CE monitoring framework introduced by the EU to assess the advancement towards a CE on a regional level (EC, 2018). These macro-level indicators cover four topics: production and consumption, waste management, secondary raw materials, as well as competitiveness and innovation. In total, the EU proposes ten indicators, including several sub-indicators which are based on Eurostat, the Resource Efficiency scoreboard and Raw Materials scoreboard, in line with the priority areas of the EC Action plan (EC, 2015). The indicators include: EU self-sufficiency for raw materials, green public procurement, waste generation, food waste, overall recycling rates, recycling rates for specific waste streams, contribution of recycled materials to raw materials demand, trade in recyclable raw materials, private investments, jobs and gross value added, and patents. While constituting one of the most commonly agreed indicator sets, many of the EU indicators are not based on Life Cycle Thinking (LCT), as suggested by Corona et al. (2019) and Moraga et al. (2019).

3. Circular Tourism indicators

Measuring the circularity of tourism is a special case, given that the product in tourism is not a good, but a service. Indeed, besides the Product Service Systems, where a good is marketed as a service, while the ownership resides with the production or retailing company (Tukker, 2015), there has been limited research on measuring circularity of the service sector. Most of the aforementioned sources focus on manufacturing companies. In comparison to other sectors, tourism is geographically delimited and connects supply chains of goods as well as services which renders assessment approaches such as LCA of services and products a suitable option (De Camillis et al., 2010). Scheepens et al. (2016) were the first to apply two LCA-based methodologies to the tourism sector, namely the Eco-costs Value Ratio Model to analyse potential environmental impacts of business initiatives as well as the Circular Transition Framework, covering the whole product life cycle to help understand what forms the complex design of circular business models could take, and how these business models can be introduced into water tourism.

As far as the use of indicators for the measurement of circularity in tourism is concerned, a literature review¹¹ was performed explicitly for their identification; this resulted in only three scientific articles, where such indicators were explicitly cited. Even within these few identified articles, two of them (Girard and Nocca, 2017; Paulauskas, 2018) only highlighted the need for a set of indicators for CT, whilst the third one (Zhao and Tao, 2011) went on to define an eventual set. Following a decision-making process with the support of a panel of experts and via the Analytic Hierarchy Process (AHP) and the Delphi method, Zhao and Tao (2011) proposed the use of 8 indicators for CT (specifically for tourism spots), namely: resource use efficiency, recycling rate, environmental protection of resources, environmental monitoring and certification, economic importance, tourism revenue, management efficiency and social benefits. The proposed indicators recall the ones set by the EU framework in terms of resource use efficiency, recycling rate and social benefits.

Given the limited literature found on circularity measurement, the connection between the indicators of the EU framework and general tourism performance assessment is analysed by looking for a possible link to sustainability assessment in tourism via a content analysis. At a first glance, all EU framework-proposed indicators appear to be suitable for the tourism industry as they deal with themes such as: production and consumption, waste management, secondary raw materials management, competitiveness and innovation initiatives. After examining those indicators in terms of their suitability for the tourism industry, they were found to be somewhat linked to it and therefore they could be used in such a framework, e.g., raw materials self-sufficiency (Tigu and Calaretu, 2013); green public procurement (Rogerson and Rogerson, 2019); waste generation (Saito, 2013); food waste (Curtis and Slocum, 2016); recycling rates & recycling rates for specific waste streams (Trang et al., 2015); recycled materials (Construction Europe, 2010); recyclable materials (Chaabane et al., 2019); private investments, jobs, growth (Council of the European Union, 2019); patents (Succurro and Boffa, 2018).

As far as life cycle-based circularity indicators for tourism are concerned, these were not directly proposed by any of the identified scientific articles above. Furthermore, according to Moraga et al. (2019), not all the EU framework-proposed indicators can be regarded as life cycle-related. Indeed, indicators are believed to be life cycle-related, if (ibid.): (i) they measure physical properties from the technological cycles with full or partial LCT approach. These may include *recycling of e-waste*, and *recycled materials for raw materials*; (ii) they measure the effects (burdens/benefits) from technological cycles regarding environmental, economic, and/or social concerns in a cause-and-effect chain modelling. These may include *recyclable raw materials*, *private investments*, *jobs*, *growth* and *patents*. In addition, life cycle indicators could be identified through sets of scientifically-sound sustainability-related indicators that are currently used by LCA and Social LCA practitioners. Indicator categories, which have been used or

¹¹ The literature review was carried out by using the following keyword combination on EBSCO Discovery Service: *touris** (in title) AND *indicator** (in title/abstract) AND *circular** (in title/abstract).

highlighted as hot-spots by tourism LCA practitioners, are e.g., climate change, acidification, nutrient enrichment, photochemical oxidants (Filimonau, 2016). For a summary of the main identified indicators please refer to Table 1.

Table 1: main identified indicators

Indicator	Life cycle-suitability	Tourism - suitability
(Zhao and Tao, 2011)		
resource use efficiency	√(partially)	√
recycling rate	√(partially)	√
environmental protection of resources	√(partially)	√
environmental monitoring and certification		√
economic importance		√
tourism revenue		√
management efficiency	√(partially)	√
social benefits	√	√
(Filimonau, 2016)		
climate change	√	√
acidification	√	√
nutrient enrichment	√	√
photochemical oxidants	√	√
(EC, 2018; Moraga et al., 2019)		

Indicator	Life cycle-suitability	Tourism - suitability
EU self-sufficiency for raw materials		✓
green public procurement		✓
waste generation		✓
food waste		✓
overall recycling rates		✓
recycling rates for specific waste streams	✓(partially)	✓
contribution of recycled materials to raw materials demand	✓	✓
trade in recyclable raw materials	✓	✓
private investments, jobs and gross value added	✓	✓
patents	✓	✓

4. Conclusions

The literature review that was carried out for this article demonstrated that the measurement of circularity is complex and can differ depending on the level of assessment. Furthermore, LCA-based indicators have slowly been introduced into the framework of circularity indicators and research has started to divert towards integrating more sustainability-based measures. Nonetheless, most of the identified indicators were found to address mainly the economic and environmental dimensions of sustainability, thus assessing the social dimension only superficially.

When it comes to CT, only one scientific article was identified, which proposed a set of indicators that partially overlap with the ones suggested by the EU monitoring framework towards CE. The latter were found to be somewhat suitable

for the tourism industry; however, not all of them can be regarded as life cycle-based.

Future developments will include the identification of life cycle-based, scientifically sound and easy-to-use indicators for circularity, to be used along with sustainability-related ones in online booking platforms within the framework of the ongoing project. Indicators for CT could be identified through decision making tools (e.g., AHP) applied to the indicators presented in this paper, together with circularity indicators proposed by other researchers, as for example in Saidani et al. (2019), and the life cycle sustainability-based indicators.

Acknowledgements

The objective of this paper is part of the “AIM - Attraction and International Mobility” project, funded by the European Social Fund and the Italian Revolving Fund (AIM1894803-1).

5. References

Arzoumanidis, I, Mancini, E, Walker, AM, Petti, L, Raggi, A, 2020. Towards a definition of circular tourism: a literature review, in: 29th Italian Congress of Commodity Sciences, Salerno, Italy, 13-14 Feb (in press).

Chaabane, W, Nassour, A, Bartnik, S, Bünemann, A, Nelles, M, 2019. Shifting towards sustainable tourism: organizational and financial scenarios for solid waste management in tourism destinations in Tunisia. *Sustainability*. 11, 3591.

Construction Europe, 2010, Green matters for tourism. *Construction Europe* 21, 22.

Corona, B, Shen, L, Reike, D, Rosales Carreón, J, Worrell, E, 2019. Towards sustainable development through the circular economy - A review and critical assessment on current circularity metrics. *Res. Con. & Recycl.* 151, 104498.

Council of the European Union, 2019. The competitiveness of the tourism sector as a driver for sustainable growth, jobs and social cohesion in the EU for the next decade - Council conclusions, in: *European Union News*. May 28.

Curtis, K, Slocum, S, 2016. The potential impacts of green certification programs focused on food waste reduction on the tourism industry. *J. Food Distr.* 47, 6-11.

De Camillis, C, Raggi, A, Petti, L, 2010. Tourism LCA: state-of-the-art and perspectives. *Int. J. of Life Cyc. Assess.* 15, 148–155.

Ellen MacArthur Foundation, Grata, 2015. *Circularity-indicators—Project overview*. Viewed 15 Mar 2020, <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/insight/Circularity-Indicators_Project-Overview_May2015.pdf>

European Commission, 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.

- European Commission, 2018. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on a monitoring framework for the circular economy. COM (2018). 029.
- Fiksel, J, Bakshi, B, 2010. Industrial ecology network optimization with life cycle metrics. Proceedings of the 2010 IEEE International Symposium on Sustainable Systems and Technology, ISSST 2010.
- Filimonau, V, 2016. Life Cycle Assessment (LCA) and life cycle analysis in tourism: A critical review of applications and implications. Springer, Cham.
- Geng, Y, Fu, J, Sarkis, J, Xue, B, 2012. Towards a national circular economy indicator system in China: an evaluation and critical analysis. *J. Clean. Prod.* 23, 216–224.
- Girard, LF, Nocca, F, 2017. From linear to circular tourism/Dal turismo lineare al turismo circolare. *Aestimum*. 70, 51-74.
- Helander, H, Petit-Boix, A, Leipold, S, Bringezu, S, 2019. How to monitor environmental pressures of a circular economy: an assessment of indicators. *J. Ind. Ecol.* 1-14.
- Howard, M, Hopkinson, P, Miemczyk, 2019. The regenerative supply chain: a framework for developing circular economy indicators. *Int. J. Prod. Res.* 57, 7300–7318.
- Kravchenko, M, Pigosso, DCA, McAlloone, TC, 2019. Towards the ex-ante sustainability screening of circular economy initiatives in manufacturing companies: consolidation of leading sustainability-related performance indicators. *J. Clean. Prod.* 241, 118318.
- Kristensen, HS, Mosgaard, MA, 2020. A review of micro level indicators for a circular economy – moving away from the three dimensions of sustainability? *J. Clean. Prod.* 243, 118531.
- Linder, M, Sarasini, S, Loon, P, 2017. A metric for quantifying product-level circularity. *J. Ind. Ecol.* 21, 545–558.
- Manniche, J, Larsen, KT, Broegaard, RB, Holland, E, 2018. Destination: a circular tourism economy. A handbook for transitioning toward a circular economy within the tourism and hospitality sectors in the south Baltic region, 4th ed. Centre for Regional & Tourism Research (CRT): Nexoe, Denmark
- Mondello, G, Salomone, R, Lindgreen, ER, 2020. Measuring circular economy at company level: the role of Life Cycle Assessment, in: 29th Italian Congress of Commodity Sciences, Salerno, Italy, 13-14 Feb (in press).
- Moraga, G, Huysveld, S, Mathieux, F, Blengini, GA, Alaerts, L, Van Acker, K, de Meester, S, Dewulf, J, 2019. Circular economy indicators: what do they measure? *Resour. Conserv. Recy.* 146, 452–461.

- Niero, M, Kalbar, PP, 2019. Coupling material circularity indicators and life cycle based indicators: a proposal to advance the assessment of circular economy strategies at the product level. *Resour. Conserv. Recy.* 140, 305–312.
- Oxford Analytica, 2020. Coronavirus will hit tourism-driven economies' growth. Emerald Expert Briefings, (oxan-ga).
- Pamfilie, R, Firoiu, D, Croitoru, AD, Ioan Ionescu GH, 2018. Circular economy - a new direction for the sustainability of the hotel industry in Romania? *Amfiteatru Econ.* 20(48), 388-404.
- Patti, S, 2017. Circular economy and sharing consumption: Attitudes towards low-carbon tourism. *Econ. Policy Energ. Environ.* 1-2, 219-234.
- Paulauskas, S, 2018. Circular economy 3.00: tourism service case. *Vadyba J. Manage.* 32(1), 91-97.
- Prieto-Sandoval, V, Ormazabal, M, Jaca, C, Viles, E, 2018. Key elements in assessing circular economy implementation in small and medium-sized enterprises. *Bus. Strategy Environ.* 8, 1525.
- Rogerson, CM, Rogerson, JM, 2019. Public procurement, state assets and inclusive tourism: South African debates. *Geo. Tour. Geosites.* 26(3), 686-700.
- Ruiz Estrada, MA, Donghyun, P, Minsoo, L, 2020. The evaluation of the final impact of Wuhan COVID-19 on trade, tourism, transport, and electricity consumption of China, viewed 22 March 2020, <<https://ssrn.com/abstract=3551093>>.
- Saidani, M, Yannou, B, Leroy, Y, Cluzel, F, Kendall, A, 2019. A taxonomy of circular economy indicators. *J. Clean. Prod.* 207, 542–559.
- Saito, O, 2013. Resource use and waste generation by the tourism industry on the Big Island of Hawaii. *J. Ind. Ecol.* 17(4), 578-589.
- Scheepens, AE, Vogtländer, JG, Brezet, JC, 2016. Two life cycle assessment (LCA) based methods to analyse and design complex (regional) circular economy systems. Case: Making water tourism more sustainable. *J. Clean. Prod.* 114, 257–268.
- Succurro, M, Boffa, F, 2018. Patenting patterns in the tourism industry: evidence from Italy. *Int. J. Tour. Res.* 20(4), 538-541.
- Tasci, ADA, 2017. Consumer demand for sustainability benchmarks in tourism and hospitality. *Tour. Rev.* 72(4), 375-391.
- Tigu, G, Calaretu, B, 2013. Supply chain management performance in tourism continental hotels chain case. *Amfiteatru Econ.* 15(33), 103-15.
- Trang, DTT, Matsui, Y, Dang, NH, Thanh, NP, 2015. Estimation of solid waste generation and recycling potential on hotel sector: case study in a tourism city - Hue, Vietnam. *J. Solid Waste Technol. Manage.* 41(4), 497-504.
- Tukker, A, 2015. Product services for a resource-efficient and circular economy – a review. *J. Clean. Prod.* 97, 76–91.

UN - United Nations, 2016. Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development, viewed 21 March 2020 <<https://sustainabledevelopment.un.org/post2015/transformingourworld/publication>>.

UNWTO, 2020. World Tourism Organization (UNWTO) world tourism barometer and statistical annex, 18(1), Madrid.

Wen, Z, Meng, X, 2015. Quantitative assessment of industrial symbiosis for the promotion of circular economy: a case study of the printed circuit boards industry in China's Suzhou New District. *J. Clean. Prod.* 90, 211–219.

Zhao, DP, Tao, H, 2011. Indicator system construction for circular economy assessment of tourism spots: a case study of Sand Lake and Shapotou tourism spots in Ningxia, China. *Desert Res.* 31(6), 1521–1526 [in Chinese].

Emissioni provenienti dall'allevamento suinicolo: valutazione dell'impatto ambientale considerando l'utilizzo di uno scrubber per il trattamento dell'aria

Cecilia Conti¹, Michele Costantini¹, Jacopo Bacenetti¹, Andrea Ganzaroli¹,
Marcella Guarino¹

¹Dipartimento di Scienze e Politiche Ambientali (ESP) – 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 use of an acid scrubber in a pig farm to abate NH₃ and PM emissions. The Life Cycle Assessment (LCA) approach was applied, considering an intensive farm producing heavy pigs. The Functional Unit was 1 kg of live weight. Two different management systems of air treatment were considered. In the first scenario (Baseline - BS), the air was not treated while in second one (Alternative - AS) an acid scrubber was adopted to treat the air inside piggeries. Using the characterisation factors reported by the midpoint ILCD method 12 different impact categories were evaluated. The outcomes of this study highlighted how the best solution depends from the selected impact category. The AS is the best one for “particulate matter formation”, “acidification”, “terrestrial eutrophication” and “marine eutrophication”, the categories most influenced by NH₃ and PM emissions.

1. Introduzione

In Italia sono presenti circa 25.000 aziende suinicole, per un totale di 8,4 milioni di capi. La maggior parte di queste si trova al Nord: Lombardia, Emilia-Romagna, Piemonte e Veneto contano da sole l'89% dei capi allevati. In particolare, in Lombardia si concentra circa il 52% dei suini nazionali (ISMEA, 2019), con una delle più alte densità di allevamento in Europa (Eurostat, 2014). Tale numerosità è dovuta all'elevato grado di specializzazione nell'allevamento di suini pesanti, ossia con un peso vivo (PV) superiore ai 110 kg e destinati alla tradizionale produzione di prosciutti (Bava et al., 2017).

Il settore agricolo è responsabile per circa il 92% delle emissioni di NH₃, che derivano principalmente dalle deiezioni animali (EEA, 2018). In assoluto, gli allevamenti intensivi di suini sono tra i principali responsabili delle emissioni in atmosfera di ammoniaca (NH₃), particolato atmosferico secondario (PM₁₀ e PM_{2,5}) e odori (COV, Composti Organici Volatili) (Philippe et al., 2011). Tra questi, l'inquinante che desta maggiori preoccupazioni è l'NH₃ in quanto, oltre a contribuire all'acidificazione dei suoli ed all'eutrofizzazione delle acque, può causare problemi alla salute pubblica. L'NH₃ infatti è precursore sia del protossido di azoto (N₂O) che del PM (Dumont, 2011; Schauburger et al., 2018). Quest'ultimo rappresenta una seria minaccia per la salute umana e infatti in grado

di penetrare nella parte profonda dei polmoni, causando conseguenti patologie a carico dell'apparato respiratorio e cardio-circolatorio (Donaldson et al., 2001; Dominici et al., 2006). Ogni anno in Europa, il PM è responsabile di più di 300.000 morti premature (WHO, 2016), mentre, in Pianura Padana, è stata stimata una riduzione dell'aspettativa di vita di circa 36 mesi (Kiesewetter et al., 2015) a causa degli elevati livelli di particolato. Infine, per quanto riguarda i COV, oltre a essere causa di molestia olfattiva per la popolazione circostante, possono provocare irritazione degli occhi e delle vie aeree a causa delle particelle di polvere ad essi associate (Blanes-Vidal, 2015). Gli allevamenti suinicoli, oltre a contribuire in modo significativo alle emissioni di inquinanti in atmosfera, sono caratterizzati da elevate concentrazioni di NH₃, PM e COV all'interno dei ricoveri con conseguenze negative sulla salute degli animali e degli operatori (Bibbiani & Russo, 2012; Dumont, 2011).

Diverse strategie di mitigazione sono attualmente applicate al fine di limitare tali emissioni, ad esempio alimentazione di precisione, interventi sulle strutture di allevamento e installazione di tecnologie per il trattamento dell'aria (Bibbiani & Russo, 2012). Per quanto riguarda quest'ultima soluzione, tra le Migliori Tecniche Disponibili (BAT, Best Available Techniques) applicabili agli allevamenti intensivi di suini, viene suggerito di utilizzare uno o più tra i seguenti dispositivi: bioscrubber, filtri a secco, scrubber ad acqua o scrubber con soluzione acida (UE, 2017). Dalla letteratura emerge come lo scrubber acido sia la soluzione più efficace per l'abbattimento delle emissioni di NH₃, rispetto all'utilizzo di bioscrubber, biofiltri o altre tecnologie (Melse & Ogink, 2005; De Vries & Melse, 2017). L'utilizzo di trattamenti biologici, come riportato da Dumont (2018), può infatti favorire l'incremento di emissioni di N₂O.

Il progetto LIFE-MEGA (LIFE18 ENV/IT/000200), finanziato dal Programma LIFE dell'Unione Europea, ha l'obiettivo di testare le performance di un prototipo di scrubber a umido con soluzione acida, a base di acido citrico, in due aziende suinicole lombarde per ridurre la concentrazione e le emissioni di NH₃, PM e COV. Ogni test coinvolgerà ciascuna azienda per la durata di 9 mesi. Lo scrubber verrà inoltre testato anche in due aziende suinicole spagnole nella fase di riproduzione. Le prove in Spagna verranno seguite dall'Institute of Agrifood Research and Technology, partner di progetto.

In questo contributo vengono presentati i risultati preliminari riferiti alla valutazione di impatto ambientale in una delle aziende coinvolte nel progetto.

2. Materiale e metodi

L'analisi degli impatti ambientali è condotta utilizzando l'approccio LCA, in accordo con le norme ISO 14040 e 14044 (ISO, 2006; ISO, 2018).

2.1. Obiettivo dello studio e campo di applicazione

Lo scopo di questo studio LCA è valutare, per una azienda suinicola localizzata in provincia di Brescia specializzata nella produzione di suino pesante destinato alla produzione di prosciutti DOP, la potenziale riduzione dell'impatto ambientale legata all'installazione dello scrubber a soluzione acida (Fig. 1). Sono quindi

confrontati due scenari, quello attuale (scenario base – BS) e quello alternativo (AS), in cui è ipotizzato il funzionamento del dispositivo di abbattimento delle emissioni.

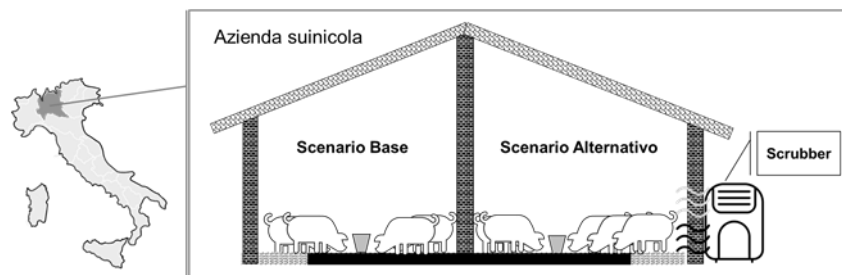


Figura 1. Schema di progetto

L'unità funzionale considerata è 1 kg di PV. Per quanto riguarda i confini del sistema sono stati valutati tutti i processi fino al cancello aziendale (approccio "from cradle to farm gate") escludendo quindi macellazione e distribuzione della carne. In particolare, i confini del sistema, così come riportati in Fig.2, includono le attività aziendali relative alla coltivazione della superficie aziendale per produrre foraggi e altri alimenti destinati ai capi allevati, alla gestione della stalla e dei reflui prodotti. Nei confini del sistema è inclusa anche la produzione dei diversi fattori produttivi utilizzati (es. sementi, fertilizzanti, carburanti, alimenti, energia, ecc.).

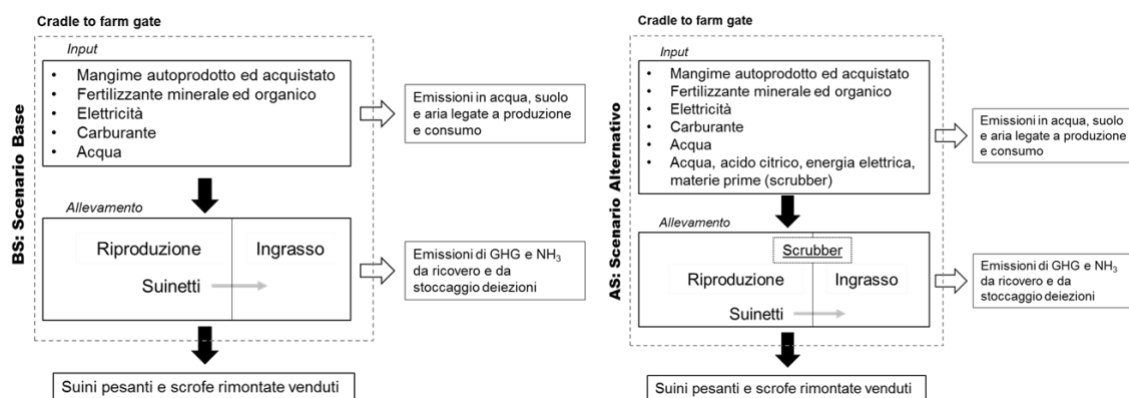


Figura 2. Confini del sistema

2.2. Descrizione dell'azienda e analisi di inventario

In questo studio è stata considerata una tipica azienda lombarda specializzata nella produzione di suino pesante, localizzata in provincia di Brescia (BS). Si tratta di un allevamento a ciclo chiuso, ossia che prevede sia la fase di riproduzione che di ingrasso, con circa 9800 capi totali, di cui più di 700 scrofe nelle fasi di parto e gestazione. L'azienda presenta una SAU di 100 ha, interamente coltivati a mais da granella. La produzione aziendale è totalmente

destinata al consumo interno dell'allevamento, ciononostante l'autosufficienza alimentare non viene soddisfatta e molti ingredienti della razione vengono acquistati (es. farina di estrazione di soia, crusca di frumento, orzo decorticato fioccatto e integratore minerale).

I dati primari di inventario sono stati raccolti tramite questionari e interviste dirette all'allevatore. In particolare, sono state raccolte informazioni relative a:

- capi (numero, categorie, pesi, durata delle fasi di allevamento)
- gestione delle deiezioni (tipologia di stabulazione, modalità di stoccaggio e spandimento)
- fattori produttivi consumati (mangimi, energia elettrica, gasolio)
- output (n° capi venduti al macello, PV alla vendita)

Sono stati esclusi dai confini del sistema:

- le infrastrutture aziendali,
- la variazione del contenuto di sostanza organica del terreno
- i prodotti veterinari (es. antibiotici) e l'utilizzo di soluzioni detergenti e sanificanti in allevamento

In Tabella 1 sono riportati i principali dati primari dello BS. Per quanto riguarda i dati secondari, in Tabella 2 vengono riportate le emissioni di gas climalteranti e composti azotati che sono state stimate secondo le linee guida dell'IPCC (IPCC, 2019) ed EEA (EEA, 2019). Le emissioni di NH₃ sono state ripartite tra volatilizzazione all'interno dei ricoveri e durante lo stoccaggio dei liquami. In AS, l'aria all'interno dei ricoveri viene convogliata all'interno dello scrubber e gli inquinanti aerodispersi, passando attraverso la soluzione acida, vengono trattenuti e abbattuti. Il contatto tra l'aria inquinata e il liquido di lavaggio consente di trasferire gli inquinanti dall'aria all'acqua. In particolare, l'NH₃, principale sostanza target del trattamento, subisce un processo di precipitazione e forma citrato di ammonio. L'aria così depurata viene poi reimpressa all'interno dei capannoni, permettendo non solo una netta riduzione delle emissioni di inquinanti in atmosfera, ma anche un miglioramento delle condizioni di vita degli animali e degli operatori. L'abbattimento di NH₃, legato al funzionamento dello scrubber, influenza quindi soltanto le emissioni all'interno dei ricoveri. Non essendo ancora disponibili i risultati derivanti dalle prove sperimentali, è stata considerata una riduzione di NH₃ pari all'80% (dato medio fornito dall'azienda costruttrice). La riduzione delle emissioni di NH₃ nello AS comporta anche una riduzione delle emissioni indirette di N₂O. Per quanto riguarda lo AS, i dati relativi ai consumi energetici, di acqua e soluzione acida, sono stati ottenuti da stime fornite dall'azienda costruttrice dello scrubber. I consumi energetici e di materie prime per l'assemblaggio del macchinario sono stati inclusi nella valutazione, considerando una durabilità di 10 anni.

I dati di background riguardo alla produzione e consumo di gasolio, elettricità, macchine agricole e dello scrubber sono stati ottenuti dal database Ecoinvent® v.3 (Weidema et al., 2013).

Tabella 1: Dati di inventario primari relativi all'azienda suinicola

Parametro	Unità di misura	Valore
Capi totali	N°	9760
Suini pesanti	N°	2895
PV finale suini pesanti	Kg	167
Suini pesanti e scrofe	ton PV vendute/anno	1774,68
Energia elettrica	MWh/anno	690
Gasolio	l/anno	86160
Mangime consumato	ton/anno	5069

Tabella 2: Inventario delle principali emissioni legate alla fase di stalla e di stoccaggio dei reflui

Inquinante	BS kg/anno	AS kg/anno
CH ₄ fermentazioni enteriche	14641,5	14641,5
CH ₄ gestione deiezioni	110333	110333
N ₂ O diretto	844,2	844,2
N ₂ O indiretto	671	262,8
NH ₃ ricovero	24503,7	4900,7
NH ₃ stoccaggio deiezioni	5718,1	5718,1

2.3. Categorie di impatto e metodi di valutazione degli impatti

Utilizzando il metodo di caratterizzazione ILCD proposto dall'Institute for Environment and Sustainability Joint Research Centre (JRC) della Commissione Europea sono state prese in esame le seguenti 12 categorie di impatto: potenziale di riscaldamento globale (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 delle acque dolci (FEx) e consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili (MFRD) (ILCD, 2011).

3. Risultati

La Tabella 3 riporta gli impatti assoluti riferiti all'unità funzionale dei due scenari. La Figura 3 mostra invece il confronto relativo tra i due scenari. Grazie alla riduzione delle emissioni di NH₃ (pari all'80%), AS presenta un impatto inferiore per PM (-20%), TA (-28%), TE (-29%) e ME (-5%). AS, a causa dei maggiori consumi energetici e di risorse legati alla costruzione, manutenzione e al funzionamento dello scrubber, ha invece un impatto superiore, seppur contenuto (dal 2% al 9% circa), per le altre categorie (OD, HTnoc, HTc, POF, FE, FEx), ad eccezione che per il MFRD in cui si ha un aumento considerevole, pari al 22%. L'unica categoria che resta pressochè invariata in entrambi gli scenari è il CC, poiché, sebbene l'abbattimento delle emissioni di NH₃ riduca la formazione di N₂O, la realizzazione dello scrubber comporta l'emissione di gas a effetto serra.

Tabella 3: Impatto riferito all'unità funzionale considerata (1 kg PV) per i due scenari analizzati. Δ = variazione % di AS rispetto a BS.

Categoria d'impatto	BS	AS	Δ
CC	3,6217 kg CO ₂ eq	3,6223 kg CO ₂ eq	+0,02
OD	3,12 kg · 10 ⁻⁷ CFC-11 eq	3,22 · 10 ⁻⁷ CFC-11 eq	+3,32
HTnoc	7,84 · 10 ⁻⁷ CTUh	8,06 · 10 ⁻⁷ CTUh	+2,73
HTc	4,50 · 10 ⁻⁸ CTUh	4,93 · 10 ⁻⁸ CTUh	+8,89
PM	3,28 · 10 ⁻³ kg PM2.5 eq	2,61 · 10 ⁻³ kg PM2.5 eq	-20,25
POF	10,8 g NMVOC eq	11,0 g NMVOC eq	+2,18
TA	0,1157 molc H ⁺ eq	0,0831 molc H ⁺ eq	-28,22
TE	0,5127 molc N eq	0,3648 molc N eq	-28,83
FE	5,80 · 10 ⁻⁴ kg P eq	6,11 · 10 ⁻⁴ kg P eq	+5,01
ME	19,3 g N eq	18,4 g N eq	-4,50

Categoria d'impatto	BS	AS	Δ
FEx	26,93 CTUe	27,58 CTUe	+2,37
MFRD	$3,28 \cdot 10^{-5}$ kg Sb eq	$4,23 \cdot 10^{-5}$ kg Sb eq	+22,48

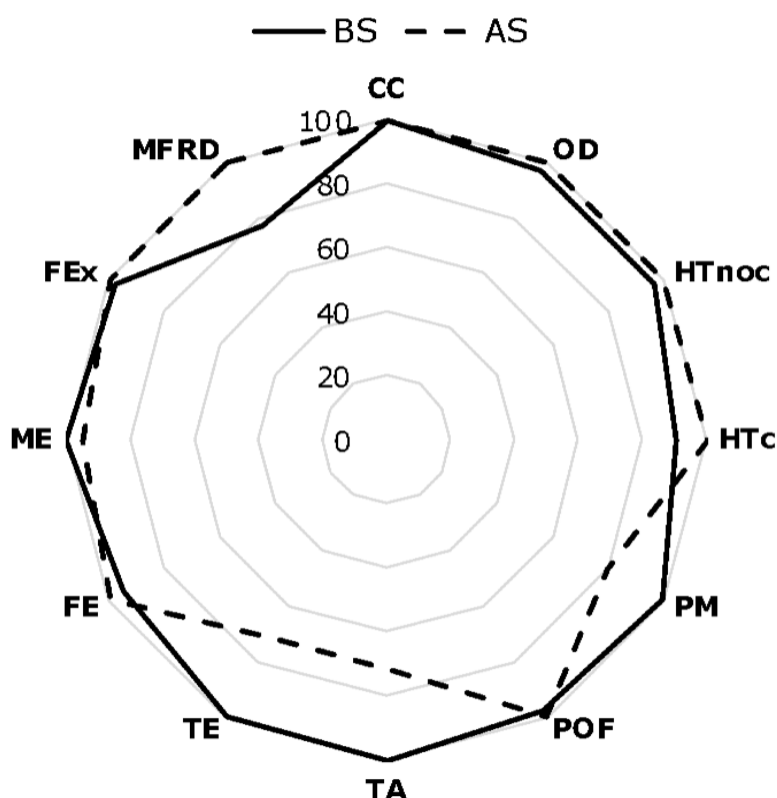


Figura 3. Confronto relativo (%) tra scenari (per ogni categoria d'impatto lo scenario più impattante è posto uguale al 100% mentre l'altro è proporzionalmente scalato)

4. Conclusioni

I risultati di questo studio mostrano come può essere utile l'approccio LCA per evidenziare, dal punto di vista ambientale, le prestazioni e i benefici derivanti dall'utilizzo di tecnologie per il trattamento dell'aria all'interno delle porcilaie.

Infatti, seppur preliminari, i risultati confermano come il trattamento dell'aria tramite scrubber all'interno delle porcilaie possa consentire di ridurre tutti gli impatti legati all'emissione di NH_3 , in particolare la formazione di PM e l'acidificazione. Possibili ottimizzazioni del sistema di trattamento dell'aria dovrebbero focalizzare l'attenzione sulla riduzione dei consumi di acqua e acido citrico, grazie al riciclo delle soluzioni. In prospettiva, la valorizzazione del citrato di ammonio (prodotto dalla reazione tra NH_3 e acido citrico) come fertilizzante

azotato potrebbe ridurre ulteriormente gli impatti ambientali dovuti al processo di abbattimento. Un'ulteriore ottimizzazione dello scrubber potrà derivare dal monitoraggio delle emissioni in allevamento tramite dispositivi "smart". Tale monitoraggio, previsto nei prossimi anni del progetto LIFE-MEGA, permetterà di individuare i momenti della giornata caratterizzati dalla presenza di maggiori concentrazioni di NH₃ e PM e quindi di attivare il funzionamento dello scrubber solo quando realmente necessario, ottimizzando in tal modo i consumi energetici associati al funzionamento dello stesso.

In prospettiva, i risultati ottenuti relativamente alla filiera di allevamento del suino pesante in Italia, potrebbero essere validati considerando le Footprint Category Rules Red Meat (FCR RED MEAT) recentemente pubblicate.

5. Bibliografia

Bava, L, Zucali, M, Sandrucci, A, Tamburini, A, 2017. Environmental impact of the typical heavy pig production in Italy. *J. Clean Prod.* 140, 685-691.

Bibbiani, C, Russo, C, 2012. Odour emission from intensive livestock production system: approaches for emission abatement and evaluation of their effectiveness. *Large Animal Rev.* 18, 135–138.

Blanes-Vidal, V, 2015. Air pollution from biodegradable wastes and non-specific health symptoms among residents: Direct or annoyance-mediated associations?. *Chemosphere* 120, 371–377.

De Vries, JW, Melse, RW, 2017. Comparing environmental impact of air scrubbers for ammonia abatement at pig houses: A life cycle assessment. *Biosyst. Eng.* 161, 53-61.

Dominici, F, Peng, RD, Bell, ML, Pham, L, McDermott, A, Zeger, SL, Samet, JM, 2006. Fine particulate air pollution and hospital admission for cardiovascular and respiratory diseases. *JAMA.* 295, 1127-1134.

Donaldson, K, MacNee, W, 2001. Potential mechanisms of adverse pulmonary and cardiovascular effects of particulate air pollution (PM₁₀). *Int. J. Hyg. Environ. Health.* 203(5-6), 411-415.

Dumont, E, 2018. Impact of the treatment of NH₃ emissions from pig farms on greenhouse gas emissions. Quantitative assessment from the literature data. *New Biotech.* 46, 31-37.

EEA, 2018. European Environment Agency. European Union emission inventory report 1990-2016 under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (LRTAP). Report No 6/2018.

EEA, 2019. European Environmental Agency. EMEP/EEA air pollutant emission inventory Guidebook 2019. Volume 3.B Manure management.

Eurostat, 2014. Pig farming sector - statistical portrait.

ILCD, 2011. International Reference Life Cycle Data System Handbook- Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context, 2011. EUR 24571 EN. Luxemburg. Publications Office of the EU.

IPCC, 2019. Intergovernmental Panel on Climate Change. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Volume 4: Agriculture, forestry and other land use; Chapter 10: Emissions from Livestock and Manure Management.

ISMEA, 2019. Istituto di Servizi per il Mercato Agricolo Alimentare. Scheda di settore: settore suinicolo.

ISO, 2006. ISO 14040:2006 Environmental management - Life Cycle Assessment – Principles and framework, International Organization for Standardization (ISO), Geneva (Switzerland), 2006.

ISO, 2018. ISO 14044:2006 Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines, International Organization for Standardization (ISO), Geneva (Switzerland), 2018.

Kiesewetter, G, Schoepp, W, Heyes, C, Amann, M, 2015. Modelling PM2.5 impact indicators in Europe: health effects and legal compliance. *Environ. Modell. Softw.* 74, 201-211.

Melse, RW, Ogink, NWM, 2005. Air scrubbing techniques for ammonia and odor reduction at livestock operations: review of on-farm research in the Netherlands. *Trans. ASAE.* 48, 2303-2313.

Philippe, F-X, Cabaraux, J-F, Nicks, B, 2011. Ammonia emissions from pig houses: Influencing factors and mitigation techniques. *Agric. Ecosyst. Environ.* 141, 245-260.

Schauberger, G, Piringner, M, Mikovits, C, Zollitsch, W, Hörtenhuber, SJ, Baumgartner, J, Niebuhr, K, Anders, I, Andre, K, Hennig-Pauka, I, Schönhart, M, 2018. Impact of global warming on the odour and ammonia emissions of livestock buildings used for fattening pigs. *Biosyst. Eng.* 175, 106-114.

UE, 2017. Decisione di Esecuzione (UE) 2017/302 della Commissione del 15 febbraio 2017 che stabilisce le conclusioni sulle migliori tecniche disponibili (BAT) concernenti l'allevamento intensivo di pollame o di suini, ai sensi della direttiva 2010/75/UE del Parlamento europeo e del Consiglio. C (2017) 688.

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

WHO, 2016. World Health Organization. Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease.

LCA methodology application to assess the environmental impact of CCS and CCU: a review

Gilardi Matteo¹, Rigamonti Lucia²

¹Politecnico di Milano, Department of Chemistry, Materials and Chemical Engineering “Giulio Natta”

²Politecnico di Milano, Department of Civil and Environmental Engineering

Email: matteo.gilardi@polimi.it, lucia.rigamonti@polimi.it

Abstract

This article is a literature review on the state of the art of LCA (life cycle assessment) methodology application to study the environmental impact of CCS (carbon capture and storage) and CCU (carbon capture and use), regarded as two promising solutions to limit CO₂-emissions to the atmosphere from power-plants. In order to avoid burden shifting, CCS and CCU options have been examined and compared not only in terms of GHG (greenhouse gases) emissions, but also considering many other environmental impacts, and considering the whole life cycle of each application from raw materials extraction up to the end of life. The effect of different possible technologies for carbon capture is discussed too. At the end, a comparison between the main environmental impacts of CCS and different CCU options is provided, including the general considerations that can be drawn and that should guide future research on the topic. The big uncertainty that is still present in the available data, due to a lack of uniformity in the methodology followed in different LCAs, is underlined as the greatest limitation.

1. Introduction

One of the greatest deals we have to face in these years is certainly how to limit CO₂ emissions to the atmosphere: it has been estimated that worldwide emissions of CO₂ have grown with an average of 2.7% every year, reaching values that are 60% higher with respect to the ones registered 30 years ago (Cuéllar-Franca and Azapagic, 2015). Electricity accounts for the 33% of the overall emissions, transport for 34%, industry for 15% and commercial and residential activities for 10% (<https://www.epa.gov>). Among main CO₂ emitters, power generation plants play a key role, generating about 40% of the total worldwide emissions. A 50% cut-off of greenhouse gases emissions is urgently required to limit to a maximum of 2°C the world temperature increase. Among the available options to meet this target, the so-called CCS (carbon capture and storage) and CCU (carbon capture and usage) are getting more and more interest. CCS means to capture CO₂ and store it in geological formations. CCU is a step forward and comprehends a further transformation of the captured CO₂ (Gibbins and Chalmers, 2008).

In order to evaluate the potentiality in terms of environmental impact reduction of CCS and CCU, it is advisable to apply the life cycle assessment (LCA) methodology, possibly with a “from cradle to grave” approach: this methodology can address different kinds of impact categories and takes into account every step of the life cycle, from the raw materials extraction up to the final disposal or recycle.

The aim of this article is to collect the main LCA studies performed on the application of CCS and CCU in power plants, in order to understand the major pros and drawbacks from an environmental point of view. A case study, related to formic acid formation, is discussed in detail with the aim of making a consistent comparison between CCS and CCU to identify the most promising route. The discussion also includes a small insight into different possible technologies and innovative solvents for carbon capture.

2. Overview on CCS and CCU technologies

2.1. CCS: the main available CO₂ capture options

The core of CCS is CO₂ sequestration. Three main technological solutions can be distinguished, all applicable to power plants: post-conversion capture, pre-conversion capture and oxy-fuel combustion (Zakuciová et al., 2016). Post-conversion capture means separating CO₂ from waste gaseous streams: this is typically performed through absorption into amines (especially MEA (monoethanol-amine) in power plants) or physical solvents, but membrane permeation, cryogenic technologies and calcium-looping, which exploits a reaction between CO₂ and a CaO solid sorbent at high temperatures leading to calcium carbonate formation, can be exploited too. Pre-conversion capture means to capture the CO₂ that is formed as an intermediate co-product during a conversion process, while oxy-fuel combustion consists in performing combustion in oxygen instead of air.

2.2. CCU: emerging possible uses for captured CO₂

CCU options aim at exploiting the captured CO₂ for transformation into a valuable product. A good CCU is a process able to convert high amounts of CO₂ and to tolerate the presence of impurities. Enhanced oil and gas recovery (EOR and EGR) are very promising possibilities: they consist in CO₂ injection, typically in supercritical conditions, into oil or gas fields to favour the extraction of the remaining oil/gas thanks to a re-pressurization of the field. An alternative route is CO₂ use as a reactant in carboxylation reactions to get polymers (acrylates, elastomers, and carbonates, such as dimethyl carbonate (DMC)) or to produce formic and oxalic acid, foams, or fuels (Zimmermann et al., 2018). Hoppe et al. (2017) propose a photocatalytic conversion of CO₂ captured from power plants to produce methanol and methane. Another option is mineral carbonation: CO₂ can react with magnesium or calcium oxides, normally present in nature in the form of silicates minerals, to form carbonates. Stable forming carbonates can be used just to store CO₂, but they can be also furtherly used, i.e. in constructions.

Finally, CO₂ can also be used to cultivate microalgae exploitable for biofuels production: these microalgae are able to fix CO₂ directly from the flue gases.

3. Life cycle assessment applied to CCS

3.1. Comparative assessment of power plants with and without CCS

A lot of studies have evaluated the environmental benefit in terms of global warming (GW) reduction associated to the introduction of a CO₂-capture facility in different kinds of power plants and for different CO₂ capture options (Cuéllar-Franca and Azapagic, 2015, Petrescu et al., 2017 and Yang et al., 2019). In order to allow a meaningful comparison between the different options, we selected those studies that have the same functional unit (1 MWh of electricity produced) and the same system boundaries (from power plant fuel extraction up to CO₂ transportation and storage). However, the comparison can be only qualitative, due to the wide freedom left to each author to define assumptions, allocation methods, final storage site, etc. For example, no precise information on key parameters like transportation distances and purity of the CO₂ to be pumped are available. Moreover, the studies refer to process data of existing plants in different world areas, and different storage sites (geological or under the seabed) are considered.

The average GW for PC (pulverised coal), CCGT (combined cycle gas turbine) and IGCC (integrated gasification combined cycle) power plants without CCS are estimated to be on average 876, 471 and 1009 kg CO₂ eq., respectively (Cuéllar-Franca and Azapagic, 2015). When CCS is introduced, the greatest GW reduction (82%) can be achieved by oxy-fuel combustion in PC plants (that is, however, one of the most expensive options), while the lowest one (about 40%) by post-combustion capture in CCGT plants. However, many other indicators considerably increase if a post-combustion CCS facility is introduced: depending on the type of power plant, the increase is in the range 1-28 times for freshwater aquatic ecotoxicity (FAET), 2-58% for abiotic resources depletion (AD), 1-366% for eutrophication (E) and 0.35-500 times for ozone depletion (OD). The main reasons are the production and use of MEA, which is a toxic compound that during the process is unavoidably emitted (even if in very small quantities) to atmosphere, land and water, and the overall loss of efficiency of the power plant, due to the fact that a higher amount of raw materials has to be treated to produce the same final amount of electricity. For other impact categories, the results are not univocal: according to Yang et al. (2019), by introducing post-combustion capture in a PC plant, a significant increase can be experienced also in acidification (A), terrestrial ecotoxicity (TET), human toxicity (HT) and marine aquatic ecotoxicity (MAET), while according to Cuéllar-Franca and Azapagic (2015) TET and MAET are 36% and 90% lower, respectively.

3.2. Comparison between MEA-based CO₂ capture and other innovative technologies

Recent research has focused on studying innovative CO₂-capture technologies. For example, Zhang et al. (2014) performed a comparative LCA evaluating how the main environmental impact indicators change when MEA-absorption, membranes or hybrid membrane-cryogenic technique are exploited to treat flue gas from a power plant (Figure 1). In this study, the functional unit is defined as 1 kWh of electricity produced and the whole life cycle has been considered, from raw materials collection up to CO₂ transportation via pipeline (200 km) and storage into an offshore 800 m deep injection well. The observed GW reduction is more or less the same for all the three alternatives (about two thirds of the equivalent CO₂ emissions of the base plant without CCS). Such a result means that, even if the absolute CO₂ capture capacity in the processed flue gases is equal to 90%, the total reduction of CO₂ emissions can be limited to about 66%: this is because LCA takes into account also the emissions associated to the carbon capture infrastructure development and, even more important, long-distances CO₂ transportation and energy requirements associated to CO₂ capture and storage under pressure, which have a relevant impact. Using MEA, higher GHG emissions are associated both to the CO₂ capture supply chain and to the coal combustion. However, everything considered, MEA's process overall net emission is not much higher with respect to the one of membranes and hybrid technologies, because a slightly higher CO₂-emission saving is achievable in the capture process, due to MEA's higher capture performances.

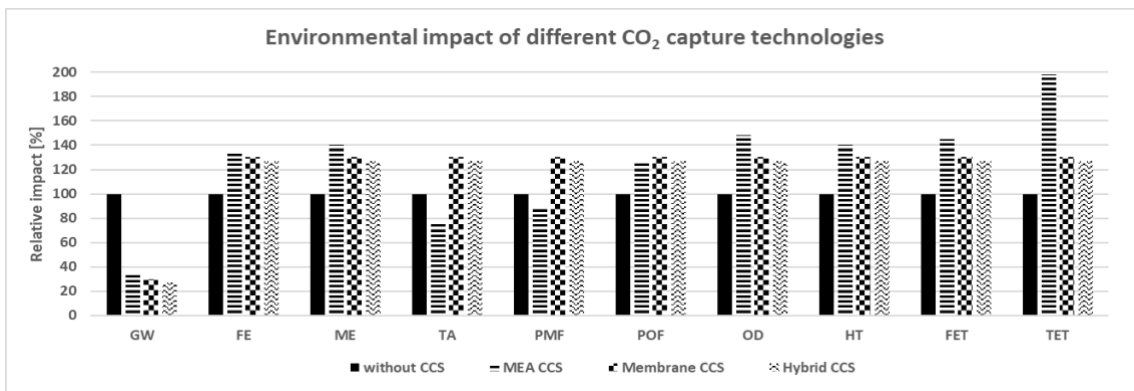


Figure 1: comparative LCA, including different impact categories, of CCS systems with MEA, membrane and hybrid CO₂ capture in comparison with a CCS-free power plant. Data by Zhang et al. (2014).

Concerning the other impact categories, it can be noted that MEA absorption generates an extremely high TET (approaching 200% if a 100% contribution is assigned to the process without CCS), but at the same time it is the only process allowing to obtain terrestrial acidification (TA) and particular matter formation (PMF) indicators that are lower with respect to the ones of the CCS-free power plant. Membrane and hybrid CCS show instead practically the same relative impact. Another study by Petrescu et al. (2017) claims that a valid alternative in terms of environmental impact reduction for carbon capture is calcium-looping:

this technology can be associated with a 19% lower GW with respect to the amine-based capture, and an impact reduction is observed also for A, E, OD, AD, HT, TET, MAET and photochemical oxidation (POF).

4. Life cycle assessment applied to CCU

In the recent years, many LCA studies concerning the environmental impact of different CCU options have been performed. Hidayatno et al. (2017) analysed CO₂ utilization in EOR, pointing out that the greatest impact contributions are associated to A, photo-oxidant formation (POF) and AD. Concerning GW, Liu et al. (2020) have estimated that the recovery of 1 metric ton of oil can be associated with a net emission of -1.68 tCO₂eq if a gate-to-gate approach is followed (CO₂ capture is excluded from the study, the required electricity is supposed to be taken from a coal-fired power plant, while the presence of a CO₂ liquefaction facility, transportations (overall 1-way distance of 400 km), injection, oil production and recycling are accounted for). Sminchak et al. (2020) have documented the emissions of an EOR site in the Northern Michigan Basin, in which CO₂ comes from a natural gas processing facility: a net balance of about -160000 tCO₂eq has been reached in 22 years accounting for the GW associated to CO₂ capture, compression, injection and recycle, pipeline transport, construction and well drilling, oil processing refining and transport. Such studies show the great potentiality associated to EOR.

Huang et al. (2019) claim the strong environmental impact reduction associated to the production of concrete Portland Cement blocks by CO₂-cured mineral carbonation: when compared to conventional steam curing, the CO₂-based treatment can lead to a GW reduction of 13% for ordinary blocks and 30% for Wollastonite blocks production. This study neglects the final block transportation to the use site and assumes an equal lifetime for all the blocks.

However, not all CCU paths seem to provide environmental benefits. For example, Artz et al. (2018) report a cradle-to-grave LCA on DMC synthesis by electrochemical conversion and by urea transesterification: the GW is 5 and 20 times higher, respectively, than with benchmark oxidative carbonylation. For what concerns the synthesis of methane and methanol, Hoppe et al. (2017) claim that GW can be effectively reduced with respect to conventional fossil-derived chemicals only if renewable power is used to supply the required huge amounts of electricity. However, solar and wind power are not largely available, and in addition the eventual GW reduction is counterbalanced by a significant increase in the required abiotic resources.

At the state of the art, it is very difficult to draw any final conclusion on the different CCU scenarios since the different assumptions in the LCAs do not allow to compare consistently the studies and to reach an efficient decision making for the development of the best technologies for climate change mitigation. To overcome this limit, recently Zimmermann et al. (2018) and Müller et al. (2020) have developed specific guidelines to be followed when making an LCA on CCU applications.

5. A comparison between the environmental impacts of CCS and CCU

5.1. Formic acid synthesis by CO₂ utilization: a case-study

Aldaco et al. (2019) performed a dynamic LCA on formic acid (FA) production by CO₂ capture and electrochemical reduction (ER), with the aim of comparing the environmental impact of this process with the one of traditional formic acid synthesis by hydrolysis of ethyl formate and the one of the storage of the captured CO₂, accounting for time-changing performances according to the decarbonization pathways compatible with the Paris target. This case study is of special interest for the scope of this article since a consistent and direct comparison between a CCS and a CCU scenario is performed under the same assumptions. The selected functional unit is the current European production of FA, while CO₂ is supposed to be captured by post-combustion with MEA from a 500 MW capacity coal plant, which supplies energy to the grid. Efficiency of the capture technology is supposed to be 89%. CO₂ conversion requires a series of three processes: ER, the distillation of the obtained products and, finally, the treatment of the forming by-products. As supporting electrolytes to favour the ER reaction, KOH (as anolyte) and KHCO₃ and KCl (as catholyte) are employed and recirculated in the process. The CO₂ conversion site is supposed to be located close to the capture unit (no transport required). The environmental impact of the FA synthesis, in terms of tonnes of emitted CO₂ per functional unit, has been assessed, considering a scenario in which the electricity required to meet the overall energy requirements comes only from the grid and another one in which solar power is employed in the electrochemical reactor (grid energy still considered for the other operations). Concerning carbon storage, CO₂ is supposed to be compressed to 11 MPa by means of a compression train with intermediate cooling and then transported in supercritical state via a 95 cm thick pipeline for 5 km onshore and 95 km offshore up to the permanent storage site. Transport is very important in addressing the environmental impact of CCS since it is a dominant contribution to GW. Figure 2 compares the GW of conventional formic acid synthesis, the one of ER synthesis, the one of CCS and two intermediate options (part of CO₂ is sent to storage and part is transformed). Nowadays the conventional formic acid synthesis is still associated to a lower GW with respect to the ER-based one but starting from 2028 ER route is forecasted to become less impacting. In a solar power scenario, the ER route can lead to a GW reduction up to about 35% with respect to the ethyl-formate hydrolysis one. However, both in a grid and in a photovoltaic energy scenario, CCS is the option associated to the lowest GW.

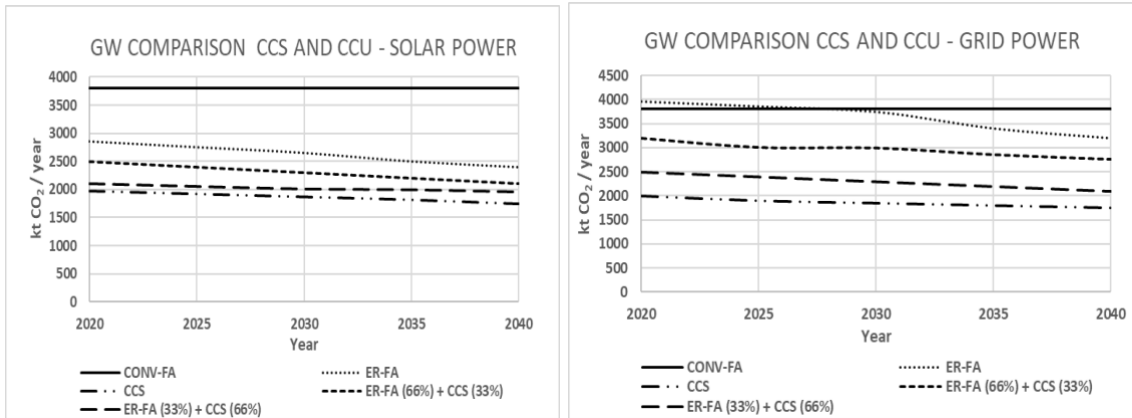


Figure 2: comparative LCA between CCS, CO₂ utilization to produce formic acid by ER and traditional formic acid synthesis using fossil raw materials. Data by Aldaco et al. (2019).

5.2. Another comparative case-study accounting for CCS and CCU

Another study (Cuéllar-Franca and Azapagic, 2015) has compared the potential GW of CCS and different CCU options (EOR, DMC synthesis, mineral carbonation, biofuels from microalgae), assuming 1 tonne of CO₂ removed from flue gas as functional unit. The option showing the highest impact in terms of all indicators is DMC production, for which the GHG emissions are increased by 216 times with respect to CCS (59.4 tonnes of CO₂ eq.): the main reason is that 2 tonnes of DMC have to be generated to convert 1 tonne of captured CO₂, and this conversion requires very big amounts of reactants like NH₃ and naphtha. It is interesting to note that all proposed CO₂ transformations are associated with a much higher GW with respect to CO₂ storage. However, on the other hand, apart from DMC synthesis, all the other CCU options show better performances in terms of many other impact indicators (Figure 3). The greatest limitation of this study is that, even if the authors have rescaled the results obtained in the different studies to make a consistent comparison, it is impossible to ensure the homogeneity of all assumptions. In particular, there is no clear indication of the reference energy systems (fossil or carbon-free). Therefore, the results must be used only to derive general trends more than for a quantitative analysis.

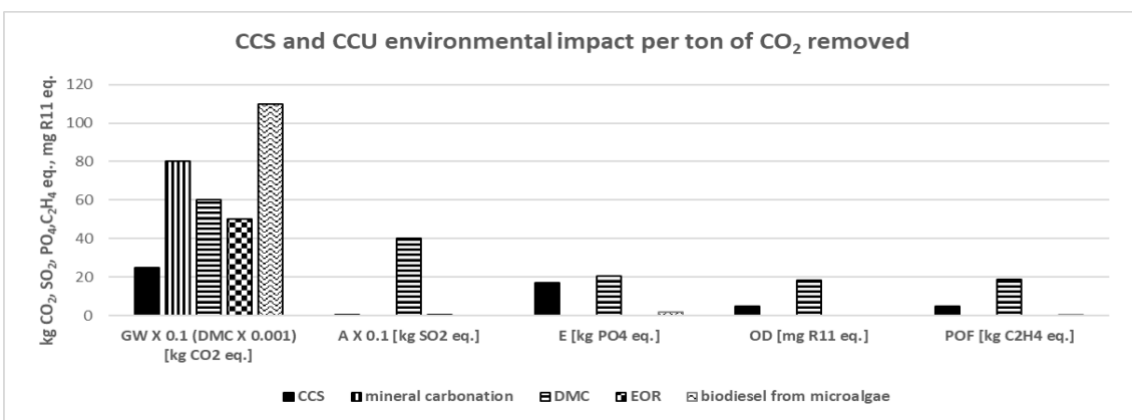


Figure 3: comparison between the environmental impacts, referred to 1 tonne of CO₂ removed, of CCS and CCU following an LCA approach. Data by Cuéllar-Franca and Azapagic (2015).

6. Conclusions

In this paper a short review of LCAs performed in the literature for CCS and CCU has been presented. It has been shown that CCS, both in pre-conversion, post-conversion and oxy-fuel systems, allows a very deep reduction (from 40% up to 92%) of GHG emissions associated to power plants, but at the same time it causes a not negligible increase in many other impact categories, mainly due to the need for compensating the power plant efficiency loss that is generated. The eventual substitution of MEA absorption with other innovative capturing technologies does not seem to provide a significant environmental impact reduction. Considering CCU, it has been shown that both GW and the other impact categories strongly depend on the specific application. At the state of the art, few consistent comparisons between CCS and CCU scenarios can be done, due to the uncertainty related to the collected results, given the wide freedom left to each author to define autonomously system boundaries, functional units, allocation methods, and assumptions. Only in the work by Aldaco et al. (2019) a comparative discussion with respect to a specific and well-defined application is available. This is a great limitation because no precise quantitative conclusions can be drawn. In this sense, the detailed recently published guidelines on the methodology to be followed (see chapter 4) can significantly improve the comparability among different studies in the future years. We believe comprehensive and consistent comparative LCAs including both CCS and many different utilization options starting from the same power plant and under the same conditions and assumptions should be performed in order to allow identifying the most promising applications for the future. What emerges from the available studies is that GW impact is higher in a CO₂ transformation with respect to a CO₂ storage scenario. At the same time, however, it seems that, compared to CCS, CCU is able to reduce many other environmental impacts in mineral carbonation and EOR applications, while the synthesis of chemicals like FA and DMC seems to be a less promising route. In addition, CCU does not carry the uncertainty related to CO₂ leakage in time, which instead is a threat for CCS. In any case, considering their really strong potentiality in reducing the environmental impact of many industries and power plants, CCS and CCU are both strategies that worth more attention and can potentially gain a key role in addressing the issue of climate change.

7. 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.

- Artz, J., Müller, T.E., Thenert, K., 2018. Sustainable Conversion of Carbon Dioxide: An Integrated Review of Catalysis and Life Cycle Assessment. *Chemical Reviews*, 118, 434-504.
- Cuéllar-Franca R.M., Azapagic, A., 2015. Carbon capture, storage and utilization technologies: A critical analysis and comparison of their life cycle environmental impacts. *Journal of CO₂ Utilization* 9, 82-102.
- Gibbins J., Chalmers, H., 2008. Carbon capture and storage. *Energy Policy*, 36, 12, 4317-4322.
- Hasan, M.M.F., First, E. L., Boukouvala, F., Floudas, C.A., 2015. A multi-scale framework for CO₂ capture, utilization and sequestration: CCUS and CCU. *Computers and Chemical Engineering*, 81, 4, 2-21.
- Hoppe, W., Thonemann, N., Bringezu, S., 2017. Life Cycle Assessment of Carbon Dioxide-Based Production of Methane and Methanol and Derived Polymers. *Journal of Industrial Ecology*, 22, 2.
- Hydayatno, A., Moeis, A. O., Faiz Fadin, A. Y., 2017. Life Cycle Analysis of Carbon Dioxide Emission Utilization in Enhanced Oil Recovery (EOR) Activity. *Indonesian Journal of Life Cycle Assessment and Sustainability*, 1(2), 17-27.
- Huang, H., Wang, T., Kolosz, B., Andresen, J., Garcia, S., Fang, Maroto-Valer, M. M., 2019. Life cycle assessment of emerging CO₂ mineral carbonation-cured concrete blocks.
- Liu, Y., Ge, J., Liu, C., He, R., 2020. Evaluating the energy consumption and air emissions of CO₂-enhanced oil recovery in China: A partial life cycle assessment of extralow permeability reservoirs. *International Journal of Greenhouse Gas Control*, 92, 102850.
- Müller, L. J., Kästelhön, A., Bachmann, M., Zimmermann, A., Sternberg, A., Bardow, A., 2020. A Guideline for Life Cycle Assessment of Carbon Capture and Utilization. *Frontiers in Energy Resource*, 8, 15.
- Petrescu, L., Bonalumi, D., Valenti, G., Cormos, A. M., Cormos, C. C., 2017. Life Cycle Assessment for pulverized coal power plants with post-combustion carbon capture and storage. *Journal of Cleaner Production*, 157, 10-21.
- Schimckak, J. R., Mawalkar, S., Gupta, N., 2020. Large CO₂ Storage Volumes Result in Net Negative Emissions for Greenhouse Gas Life Cycle Analysis Based on Records from 22 Years of CO₂-Enhanced Oil Recovery Operations. *Energy Fuels*, 34,3, 3566-3577.
- United states Environmental Protection Agency (EPA), Greenhouse Gas (GHG) Emissions. <<https://www.epa.gov>>, viewed February 2020.
- Yang, B., Wei, Y. M., Hou, Y., Li, H., Wang, P., 2019. Life cycle environmental impact assessment of fuel mix-based biomass co-firing plants with CO₂ capture and storage. *Applied Energy*, 252, 113483.

Zakuciová, K., Lapão Rocha, J., Koči, V., 2016. Life Cycle Assessment Overview of Carbon Capture and Storage Technologies. <hitecarlo.vscht.cz>, viewed October 2020.

Zhang, X., Singh, B., He, X., Gundersen, T., Xu, Y., Deng, L., Zhang, S., 2014. Post-combustion carbon capture technologies: energetic analysis and life cycle assessment. International Journal of Greenhouse Gas Control, 27, 289-298.

Zimmermann, A., Wunderlich, J., Buchner, G., Müller, L., Armstrong, K., Michailos, S., 2018. Techno-Economic Assessment & Life Cycle Assessment Guidelines for CO₂ Utilization. <<http://hdl.handle.net/2027.42/145436>>, viewed October 2020.

An environmental life cycle assessment of paints and varnishes in the Italian production process

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

¹Department 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

The global increase in chemical production stressed the need for knowledge of the risks associated with human health and the environment. For these reasons, the use of LCA analyses, in order to identify and correct potential issues, has become a very useful tool in the perspective of sustainable development of the chemical industry. This case study has examined the environmental performance of paints and varnishes manufactured by an Italian chemical company, through the life cycle assessment methodology, with the purpose of identifying the main impacts and the feasible measures to reduce them.

1. Introduction

Paints and varnishes sector is a significant share of the chemical industry. In addition to their decorating use, these products are mainly used to protect materials on which they are applied (Londhe et al., 2019), greatly extending their useful life (Bonoli and Franzoni, 2019).

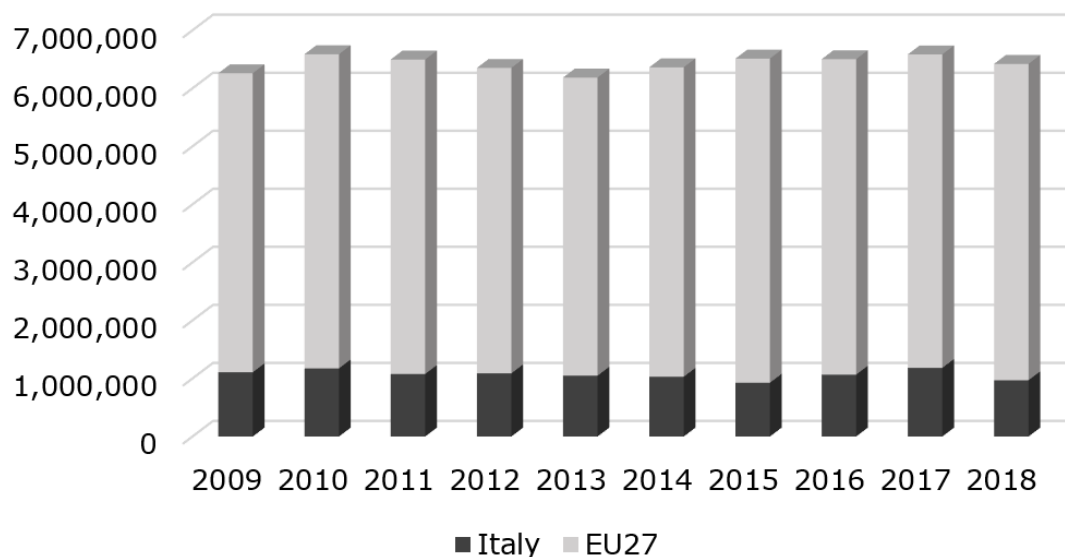


Figure 1: Annual paints and varnishes production (tons)

Source: Eurostat 2020

As shown in Figure 1, the EU production of paints and varnishes maintained constant levels over the past decade, in particular the total EU27 production was steadily higher than 6,000,000 tons.

Italy is one of the main European paint and varnish producing countries, with a production of around 970,000 tons in 2018 (Eurostat, 2020 and ISTAT, 2020). In this year the production of paint, varnishes and adhesives amounted to around 6,000 million euros, equivalent to more than 10% of the entire Italian chemical industry (equal to 55,700 million euros, without the pharmaceutical chemical industry and 87,700 million euros with the pharmaceutical industry). The main paints and varnishes producing countries are four and in 2018 more than 65% of European production was divided among these countries: the leader was Germany with 25.8%, followed by Italy with over 15%. Spain and France counted 12.7% and 12% respectively (Eurostat, 2020). The aim of this paper, through the LCA methodology, was to compare two average products of some paints and varnishes categories with different chemical compositions, produced by an Italian company, in order to assess environmental impacts generated during their life cycle process (Oguzcan, 2016), maximizing the knowledge of the environmental impacts per average products and proposing feasible improvements.

2. Material and methods

The LCA performed was based on data provided by the company involved, Vitalvernici s.r.l., which is an Italian manufacturer of plastic coatings and paints for the building industry located at Bari. In 2020 it gained the EPD certification.

In the present study, a cradle to gate LCA analysis was carried out based on the company's current production cycle. Furthermore, all data are primary and there is no allocation for by-products because there is no production of by-products.

2.1 Goal and scope

The LCA was carried out for seven products manufactured by the company, thus these products were grouped into two categories according to their composition. Then, the authors averaged the values of all impact indicators for each category assigning to the *product 1* the average value of the products “Mastercolor Plus”, “Masterpaint” and “Traspirpaint” and to *product 2* the average value of the products “Mastercolor Super”, “Mastercolor”, “Idrosmalto” and “Idrolux” (table 1).

Table 1: Paints composition

	Water %	Powders %	Resins %	Additives %	Pigments %
<i>product 1</i>	18-25	50-55	10-21	5	5
<i>product 2</i>	8-25	40-45	20-40	5	5

It must be underlined that the choice of identifying an average product was plausible since the environmental impact values of different products fell within the range of +/-10% indicated by PCR reference (Environdec, 2020).

Finally, the analysis was undertaken for each of the two average products.

2.2 Life cycle assessment

The LCA study was performed according to the ISO 14040 (2006) (environmental management - life cycle assessment - principles and framework) and ISO 14044 (2018) (environmental management - life cycle assessment - requirements and guidelines). The reference PCR for this study is the PCR ICMQ-001/15 rev.2.1 "Construction products and construction services" and the reference CPC code is 35110 (group 351 - paints and varnishes and related products) (Environdec, 2020).

The functional unit (FU) was 1 kg of paint/varnish produced. The useful life of varnishes / paints is identified in 50 years which corresponds to the guaranteed duration of the product. The GaBi ts version 8.7.0.18 calculation software and the Ecoinvent version 3.5 database were used for data processing.

2.3 Life cycle impact assessment

In this study, the CML baseline 2001 impact assessment method, and a midpoint approach has been used to assess environmental impacts. Below are listed the impact indicators, according to the EN15804 and the reference PCR.

- Abiotic depletion potential for fossil resources (ADPF) [MJ]
- Abiotic depletion potential for non-fossil resources (ADPE) [kg Sb eq.]
- Acidification potential (AP) [kg SO₂ eq.]
- Eutrophication potential (EP) [kg Phosphate eq.]
- Global warming potential (GWP) [kg CO₂ eq.]
- Ozone Depletion Potential (ODP) [kg R11 eq.]
- Photochemical Ozone Creation Potential (POCP) [kg Ethene eq.]

2.4 System boundaries

The analysis carried out refers to the "cradle to gate" methodology and the system boundaries was divided into modules A1, A2 and A3 according to the EN 15804 as shown in fig 2.

2.5 The life cycle stage

Module A1 refers to the production and supply of raw materials. It also includes the electricity generated from a photovoltaic system which is totally used for the production phase, occurring in module A3. Module A2 concerns the ship and road transportation of raw materials to the manufacturing site. The internal handling of raw materials takes place also by electric forklifts whose consumption has been

considered within the site's electricity consumption. Module A3 is related to the production process. This module reports the use of all raw materials and consumption of water and electricity.

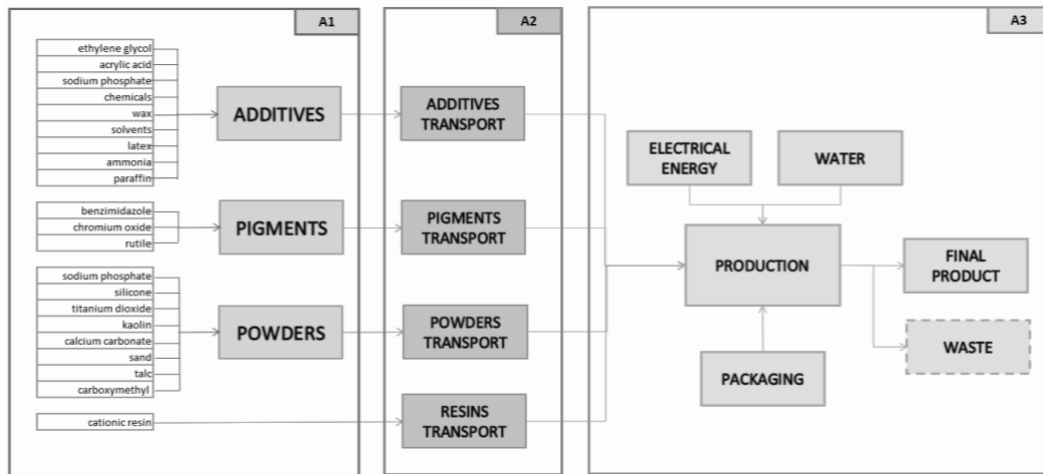


Figure 2: System boundary indicating the life cycle stages included in the analysis

It must be pointed out that electricity coming from PV system by 73.5% and from the electrical grid by 26.5%; moreover, the energy consumption was allocated according to the category of products chosen, on the basis of the rate of quantity yearly sold. In particular, the energy consumption was assigned by 47% for product 1 and by 53% for product 2.

Furthermore, the production of the polypropylene packaging was included in module A3.

2.6 Life cycle inventory

Table 2 shows the quantity of raw material yearly supplied. It was carried out the cut-off of the raw material, indeed only 1% of the total mass was excluded from the analysis as requested by the PCR. In particular, the cut-off was made on raw materials whose content was $\leq 0.1\%$, such as iron oxides, perlite, cooked linseed oil, butyl glycol.

Table 2: Main categories of materials used per year

Raw materials	Quantity supplied (kg)
Additives	40,227
Pigments	6,620
Powders	810,975
Resins	198,105

Raw materials	Quantity supplied (kg)
Water	267,135
Total	1,323,062

3. Results and discussion

Each result refers to 1 kg of paint/varnish produced (FU).

Tables 3 and 4 shows values of the environmental impacts as well as the resource consumptions, allowing a comparison between the *product 1* and average product 2. It emerges how the *product 2* has lower environmental impacts than the *product 1* in both modules A1 and A2. In the module A3 the *product 2* has a higher impact (in the range between 25% of GWP and 60% in EP) than the average product 1 caused by the higher energy consumption in the manufacturing process.

Results highlighted the highest impact of each indicator for both products in module A1, although different rate of raw materials used in the formulation for each product differently affected the weight of impacts. The greatest incidence of production and supply of raw materials is mainly due to silicone, which requires high amounts of energy in production and refining phases, indeed it affects more than 50% in ADPF, AP, EP GWP and ODP. Differently, ADPE is mostly affected by chromium oxide, carboxymethyl and resins. Calcium carbonate, which has a great environmental impact due to the extraction, production process and the high temperatures reached during the production phase, greatly influenced POCP for over 55%.

Despite the transport incidence on the total impacts is very low, from the analysis emerged that powder transported by ship represents the greatest impact in module A2 for almost all indicators, except for ADPE which is mostly influenced by pigments and powder transport by road.

Finally, in the module A3 polypropylene for packaging manufacturing represents the most impactful contributor in ADPF, AP, GWP and POCP. Blowing process and energy consumption strongly affect ADPE, EP and ODP.

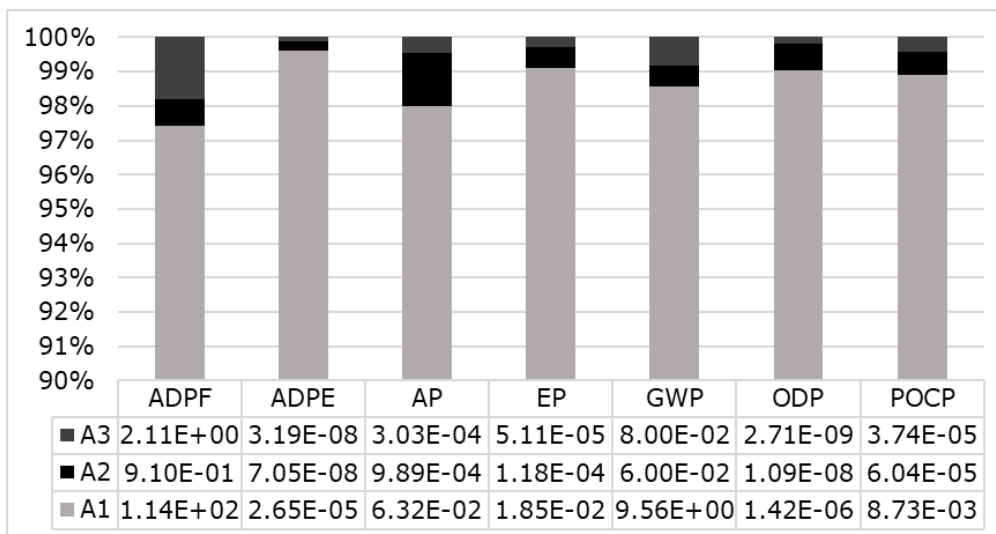


Figure 3: Modules incidence for environmental indicators: product 1

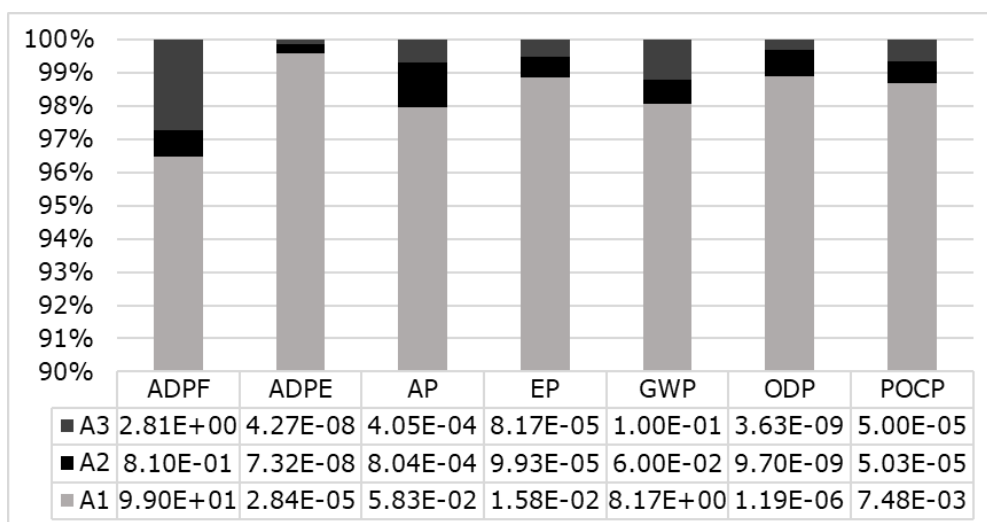


Figure 4: Modules incidence for environmental indicators: product 2

Results highlighted hotspots relating to the different phases of raw materials production showing the significant impact of some materials currently used. The LCA analysis allowed to identify some corrective measures both in eco-design of the products and in the supply chain. Hence further studies for promoting more environmentally sustainable production and consumption of paints should focus a) on replacement of chemical ingredients with natural and innovative materials and b) on using waste paint blended with virgin paint. Furthermore, a complementary analysis, like LCC (Life Cycle Costing), will be carried out in the next research.

Table 3: Environmental impact of average products per kg of paint/varnish produced

Impact category	product 1	product 2
Abiotic Depletion (ADP fossil) [MJ]	1.17E+02	1.03E+02
Abiotic Depletion (ADP elements) [kg Sb eq.]	2.66E-05	2.85E-05
Acidification Potential (AP) [kg SO2 eq.]	6.45E-02	5.95E-02
Eutrophication Potential (EP) [kg Phosphate eq.]	1.86E-02	1.59E-02
Global Warming Potential (GWP 100 years) [kg CO2 eq.]	9.70E+00	8.33E+00
Ozone Layer Depletion Potential (ODP, steady state) [kg R11 eq.]	1.43E-06	1.20E-06
Photochem. Ozone Creation Potential (POCP) [kg Ethene eq.]	8.83E-03	7.58E-03

Table 4: Resource consumption of average products per kg of paint/varnish produced

Resource consumption	product 1	product 2
Use of renewable primary energy excluding renewable primary energy resources used as raw materials PERE [MJ]	37.9	31.575
Use of renewable primary resources used as raw materials PERM [MJ]	0	0
Total use of renewable of renewable primary energy resources PERT [MJ]	37.9	31.575
Use of non-renewable primary energy excluding non-renewable primary energy resources used as raw materials PENRE [MJ]	137.466	119.805
Use of non-renewable primary energy resources used as raw materials PENRM [MJ]	1.2	1.445

Resource consumption	product 1	product 2
Total use of non-renewable of renewable primary energy resources PENRT [MJ]	138.666	121.25
Use of secondary materials SM [kg]	0	0
Use of renewable secondary fuels RSF [MJ]	0	0
Use of non-renewable secondary fuels NRSF [MJ]	0	0
Use of net fresh water [m ³]	14.266	11.6

4. Conclusion

The significant weight of paints and varnishes sector in the chemical industry, both in Italy and the EU, suggests increasing updated and detailed research and studies. The results show lower environmental impacts of the *product 2* than the *product 1*, excepting for the ADPE indicator. Among the modules analysed, module A1 has a higher weight, due to the supplied silicone followed by chromium oxide, carboxymethyl and resins, whereas within the module A3, the largest contribution is due to the polypropylene for packaging manufacturing. In a perspective of a more sustainable development of the chemical industry, the use of LCA methodology and benchmarking practices among products, in order to identify and correct potential issues, have become a very useful tool. Particularly, in this case study, the analysis suggested to the company the feasible measures to reduce negative externalities supporting all the planning activities aimed to promote new business opportunities.

5. References

Bonoli, A, Franzoni, E, 2019. Life Cycle Assessment (LCA) analysis of renders and paints for the restoration of historical buildings, in: IOP Conference Series: Earth and Environmental Science, Milan, Italy, 4–5 Sept.

Environdec (2020). Product Category Rules (PCR). Construction products and construction services (EN 15804:A1). 2012:01. version 2.01, viewed 20 Mar 2020, <<https://www.environdec.com/PCR/Detail/?Pcr=8098>>

Eurostat, 2020. Sold production, exports and imports by PRODCOM list (NACE Rev. 2) - annual data, viewed 1 Mar 2020, <<https://ec.europa.eu/eurostat/web/main/home>>.

Federchimica, 2020. I Numeri della chimica, viewed 4 Mar 2020, <<https://www.federchimica.it/dati-e-analisi/i-numeri-della-chimica>>.

ISTAT, 2020, Produzione industriale in quantità e valore: Gomma sintetica, pitture, vernici e smalti, inchiostri da stampa e adesivi sintetici (mastici), saponi e

detergenti; prodotti per la pulizia e la lucidatura, prodotti per toilette: profumi, cosmetici, saponi e simili, viewed 2 Feb 2020, <<http://dati.istat.it/Index.aspx?QueryId=8925>>

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

Londhe, S, Patil, S, Krishnadas, K, Sawant, AM, Yelchuri, RK, 2019. Fungal diversity on decorative paints of India. Prog. Org. Coat. 135, 1–6.

Oguzcan, S, Randé, A, Dvarionienė, J, Kruopienė, J, 2016. Comparative Life Cycle Assessment of Water-based and Solvent-based Primer Paints for Steel Plate Priming. J. Environ. Res. Eng. Manage. 72, 83–96.

SESSIONE II - *Sostenibilità nella Gestione dei Rifiuti*

Influenza della tipologia di sacchetto nella valutazione LCA della filiera di gestione del rifiuto organico

Giovanni Dolci¹, Lucia Rigamonti¹, Mario Grosso¹

¹Politecnico di Milano DICA – Sezione ambientale, Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano

Email: giovanni.dolci@polimi.it

Abstract

L'intera filiera di trattamento del rifiuto organico è influenzata dalla tipologia di sacchetto utilizzato per la raccolta. Importanti differenze sono state riscontrate confrontando sacchetti in carta e in bioplastica durante lo stoccaggio domestico del rifiuto e in prove di biometanazione in laboratorio. È stata quindi condotta un'analisi del ciclo di vita per valutare la filiera di gestione (stoccaggio domestico, raccolta e trattamento) comparando le due tipologie di sacchetto. L'analisi è stata ripetuta con due approcci metodologici differenti. I sacchetti in carta permettono un'importante riduzione degli impatti ambientali della filiera rispetto ai sacchetti in bioplastica con l'approccio applicato nelle dichiarazioni ambientali di prodotto EPD (Environmental Product Declaration). Con la metodologia applicata negli studi sull'impronta ambientale dei prodotti PEF (Product Environmental Footprint), le differenze tra i due sistemi sono invece più ridotte.

1. Introduzione

A livello italiano, il rifiuto organico, costituito per la maggior parte dagli scarti di alimenti e secondariamente dal verde, è la frazione più consistente tra quelle raccolte per via differenziata con oltre 6 milioni di tonnellate nell'anno 2018 (ISPRA, 2019).

Per quanto riguarda il rifiuto domestico, i sistemi di raccolta italiani, a esclusione di una quota parte di sacchetti in plastica ancora presente, sono basati su sacchetti in bioplastica e in carta, con una nettissima prevalenza dei primi (CIC-COREPLA, 2020). Per quanto riguarda i sacchetti in bioplastica, realizzati in Mater-Bi®, sono disponibili sia sacchetti venduti appositamente per la raccolta del rifiuto (sacchetti dedicati) che i cosiddetti shopper utilizzati per il trasporto a casa della spesa e riutilizzabili per la raccolta differenziata del rifiuto organico. I sacchetti in carta utilizzabili sono invece realizzati appositamente per la raccolta del rifiuto: sono prodotti con fibre riciclate e dotati di uno specifico fondello per incrementarne la resistenza.

In relazione al fatto che il rifiuto organico è soggetto a fenomeni chimico-fisico-biologici di trasformazione e degradazione fin dall'atto della sua generazione all'interno delle mura domestiche, l'intera filiera di trattamento può essere fortemente influenzata dalla tipologia di sacchetto utilizzata. Importanti differenze sono state infatti riscontrate esaminando sia il comportamento dei sacchetti

durante lo stoccaggio domestico (ossia nel tempo tra il conferimento del rifiuto nel sacchetto da parte del cittadino e la fase di raccolta) che testandoli con prove di biometanazione alla scala di laboratorio (Dolci et al. 2019). Durante lo stoccaggio domestico, il sacchetto in carta consente perdite in peso del rifiuto contenuto superiori rispetto alla bioplastica con incrementi compresi tra il 20% e il 65% (Dolci et al. 2019). Le prove di biometanazione, condotte per verificarne il comportamento quando sottoposti a degradazione in ambiente anaerobico hanno mostrato una produzione di biometano dei sacchetti in carta per kg di rifiuto conferito da 6 a 11 volte superiore rispetto ai sacchetti in bioplastica con differenze più marcate quando il processo è condotto in condizioni mesofile (Dolci et al. 2019).

Alla luce di tali differenze, è qui presentata un'analisi del ciclo di vita (LCA) condotta al fine di valutare le prestazioni ambientali dell'intera filiera di gestione del rifiuto organico (stoccaggio domestico, raccolta e trasporto, trattamento e gestione degli scarti). La valutazione è stata svolta in accordo con le norme ISO 14044 e ISO 14040 (ISO 2018; ISO 2006).

2. Materiali e metodi

a. Obiettivo

L'obiettivo dello studio è la valutazione dei potenziali impatti ambientali della filiera di gestione del rifiuto organico domestico. Vengono confrontati due sistemi: in uno il rifiuto è conferito dall'utente in sacchetti in bioplastica mentre nell'altro in sacchetti in carta. In entrambi i sistemi il rifiuto è successivamente trattato in un impianto di digestione anaerobica.

b. Unità funzionale

L'unità funzionale considerata nello studio è *la gestione di 1 kg di rifiuto organico domestico prodotto e inserito nel sacchetto per la raccolta*. Dall'analisi sono esclusi i materiali non idonei al successivo trattamento conferiti per errore con il rifiuto organico in quanto si assume che la loro quantità non sia influenzata dalla tipologia di sacchetto utilizzata.

c. Confine del sistema

L'analisi è relativa all'intera filiera di gestione del rifiuto come indicato in figura 1. La figura rappresenta il confine dei due sistemi confrontati (gestione del rifiuto conferito rispettivamente in sacchetti di carta e in sacchetti di bioplastica). Per il secondo sistema è stato considerato sia l'uso dei sacchetti dedicati che dei cosiddetti shopper.

d. Categorie di impatto e metodo di caratterizzazione

L'analisi è stata effettuata valutando, a livello midpoint, le 16 categorie di impatto sull'ambiente e sulla salute umana incluse nel metodo Environmental Footprint (Fazio et al., 2018) con i rispettivi indicatori e modelli per la valutazione degli impatti. In dettaglio, sono stati considerati: *Cambiamento climatico*,

Assottigliamento della fascia d'ozono, Radiazioni ionizzanti, Formazione di ozono fotochimico, Assunzione di materiale particolato, Tossicità umana (con effetti cancerogeni e non cancerogeni), Acidificazione, Eutrofizzazione (terrestre, delle acque dolci e marina), Ecotossicità delle acque dolci, Uso del suolo, Deperimento delle risorse idriche, Utilizzo delle risorse energetiche e Utilizzo delle risorse - minerali e metalli.

e. Analisi di inventario e modellizzazione degli scenari

I sistemi analizzati sono stati modellizzati con dati primari quando possibile; il database ecoinvent (versione 3.5 con l'approccio *allocation, cut off by classification*; ecoinvent centre, 2018) è stato utilizzato a supporto dell'analisi quando i dati primari non erano disponibili. I sistemi sono stati modellizzati con il software SimaPro (versione 9.0).

Per il sistema che prevede l'impiego di sacchetti in carta, la produzione di carta riciclata e la successiva produzione dei sacchetti sono state modellizzate con i dati primari forniti dal produttore. Per quanto riguarda la bioplastica, la produzione dei granuli in Mater-Bi® è stata modellizzata con i dati di inventario indicati nella corrispondente Dichiarazione ambientale di prodotto (EPD). Per la successiva produzione dei sacchetti sono stati considerati dati indicati in specifiche schede tecniche. Gli shopper in bioplastica sono caratterizzati da un peso medio superiore rispetto ai sacchetti dedicati. Tuttavia, nell'analisi svolta, solo il 50% degli impatti relativi alla produzione e al trattamento a fine vita degli shopper è stato incluso nel sistema analizzato poiché tali sacchetti sono utilizzati, come primo scopo, per il trasporto a casa della spesa.

Per la distribuzione dei sacchetti ai supermercati (sacchetti in bioplastica dedicati e shopper) e alle aziende di raccolta dei rifiuti urbani (che forniscono poi ai cittadini i sacchetti in carta e in bioplastica dedicati), è stata considerata la collocazione dei produttori di sacchetti in bioplastica presenti sul mercato. La distanza per il successivo trasporto dei sacchetti alle abitazioni è stata individuata in accordo con quanto indicato in Tua et al. (2017).

Per quanto riguarda l'utilizzo del sacchetto, indipendentemente dalla tipologia, è stata assunta una quantità di rifiuto organico inserita pari a 2 kg (sulla base della composizione media delle famiglie italiane, della quantità di rifiuto organico pro-capite prodotta e assumendo l'utilizzo di due sacchetti per settimana sulla base di una frequenza di raccolta che è mediamente bisettimanale). La perdita in peso del rifiuto contenuto nel sacchetto durante la fase di stoccaggio domestico è stata modellizzata con i dati ottenuti nei test sperimentali descritti al capitolo 1.

Per quanto riguarda la successiva fase di raccolta del rifiuto, è stato modellizzato un sistema di raccolta differenziata del rifiuto organico domestico con frequenza bisettimanale, secondo i dati medi relativi al sistema di gestione dei rifiuti nel nord Italia in relazione a distanze percorse e modalità di raccolta (porta a porta e con contenitori stradali) (Rigamonti et al. 2013).

Infine, il trattamento del rifiuto organico è stato modellizzato con i dati primari di un impianto di digestione anaerobica e post-compostaggio situato nel nord Italia.

È stato assunto che il compost prodotto sostituisca fertilizzanti e torba. Per quanto riguarda i sacchetti in bioplastica, tipicamente scartati nei pretrattamenti del processo di digestione anaerobica, è stato ipotizzato un effetto trascinarsi del rifiuto organico pari a 4 volte (in peso). Per tali scarti (sacchetti e rifiuto organico trascinato) è stata considerata la termovalorizzazione con recupero energetico in un impianto del nord Italia.

Per quanto riguarda la produzione e il trattamento a fine di vita dei sacchetti utilizzati per la raccolta e del relativo imballaggio, sono stati utilizzati due differenti approcci per la modellizzazione dei processi di riciclaggio e recupero:

1. L'approccio applicato nelle dichiarazioni ambientali di prodotto (EPD - *Environmental Product Declaration*; EPD International, 2019) sviluppato per consentire e supportare le organizzazioni di qualsiasi Paese nel comunicare informazioni ambientali quantificate sul ciclo di vita dei loro prodotti in modo credibile, comparabile e comprensibile. Di conseguenza, è stato applicato il principio "chi inquina paga": al produttore di rifiuti è attribuito l'impatto ambientale fino al momento in cui i rifiuti vengono trasportati a un impianto di trattamento (EPD International, 2019).
2. L'approccio applicato nell'ambito degli studi sull'impronta ambientale dei prodotti (PEF - *Product Environmental Footprint*) in caso di multifunzionalità in situazioni di riciclaggio o di recupero di energia, come definito nella raccomandazione della Commissione Europea 2013/179/UE del 9 aprile 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. Nel dettaglio, è stata applicata la formula (CFF - *Circular Footprint Formula*) introdotta e descritta nella guida per lo sviluppo delle regole di categoria per gli studi sull'impronta ambientale dei prodotti (PEFCRs - *Product Environmental Footprint Category Rules*; EU Commission, 2018).

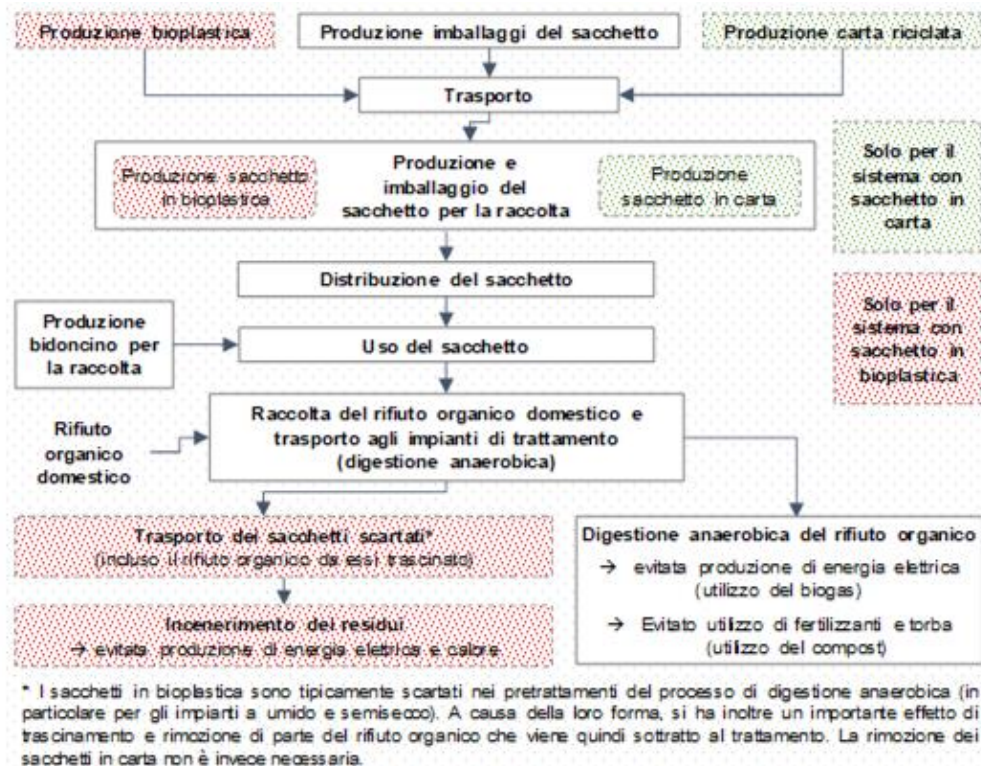


Figura 1: confine dei sistemi analizzati

3. Risultati e discussione

In tabella 1 sono indicati i potenziali impatti del sistema che prevede l'utilizzo di sacchetti in carta, per le 16 categorie di impatto esaminate, calcolati con l'approccio EPD e le variazioni degli impatti per il sistema caratterizzato dall'uso di sacchetti in bioplastica (dedicati e shopper).

Tabella 1: impatti potenziali per il sistema con sacchetti in carta e variazione degli impatti ((Bioplastica - Carta)/Carta) per il sistema con sacchetti in bioplastica (dedicati e shopper) calcolati con l'approccio EPD. I risultati sono riferiti all'unità funzionale

Categoria di impatto	Sistema con sacchetti in carta	Sistema con sacchetti in bioplastica dedicati	Sistema con sacchetti in bioplastica shopper
Cambiamento climatico (kg CO ₂ eq)	-6.04E-02	-19%	+2%
Assottigliamento della fascia d'ozono (kg CFC-11 eq)	-6.56E-09	-44%	-7%

Categoria di impatto	Sistema con sacchetti in carta	Sistema con sacchetti in bioplastica dedicati	Sistema con sacchetti in bioplastica shopper
Radiazioni ionizzanti, effetti sulla salute umana (kBq U ²³⁵ eq)	2.81E-03	+150%	+91%
Formazione di ozono fotochimico, effetti sulla salute umana (kg COVNM eq)	2.49E-04	+14%	+2%
Assunzione di materiale particolato (incidenza di malattie)	3.39E-09	+19%	+5%
Tossicità umana - eff. non cancerogeni (CTUh)	4.26E-09	+201%	+131%
Tossicità umana - effetti cancerogeni (CTUh)	6.16E-10	+64%	+50%
Acidificazione (moli H+ eq)	1.37E-04	+70%	+30%
Eutrofizzazione - acque dolci (kg P eq)	5.37E-06	+78%	+34%
Eutrofizzazione - acqua marina (kg N eq)	5.36E-05	+104%	+59%
Eutrofizzazione - terrestre (moli N eq)	1.44E-03	+14%	+7%
Ecotossicità delle acque dolci (CTUe)	4.22E-02	+106%	+64%
Uso del suolo (Pt)	4.63E-01	+452%	+283%
Deperimento delle risorse idriche (m ³ sottratti)	6.61E-03	+1350%	+882%
Uso delle risorse energetiche (MJ)	-8.27E-01	-32%	-6%
Uso delle risorse - minerali e metalli (kg Sb eq)	1.55E-07	+22%	-20%

Rispetto ai sacchetti in carta, i sacchetti dedicati in bioplastica comportano un aumento dei potenziali impatti (nell'intervallo +14% / +1350%) o una diminuzione dei benefici (quando gli impatti del sistema complessivo sono negativi) per tutti le categorie esaminate.

Rispetto ai sacchetti in carta, gli shopper in bioplastica risultano invece peggiori per 9 categorie di impatto (nell'intervallo +30% / +882%), mentre per la categoria *Uso delle risorse - minerali e metalli*, lo shopper risulta la migliore alternativa (le differenze sono inferiore al 10% per le restanti 6 categorie di impatto per le quali i

sistemi si ritengono quindi confrontabili). Gli shopper sono quindi caratterizzati da impatti potenziali inferiori rispetto ai sacchetti dedicati poiché sono utilizzati, come primo scopo, per il trasporto a casa della spesa.

Oltre al confronto tra i due sistemi, è stata eseguita un'analisi dei contributi per comprendere le fasi del ciclo di vita più rilevanti. Nel sistema che prevede l'impiego di sacchetti di bioplastica, il trattamento del rifiuto, inclusa la gestione dei residui, ha un contributo negativo (beneficio ambientale) per tutte le categorie di impatto a esclusione di *Tossicità umana (con effetti cancerogeni)*, *Eutrofizzazione terrestre* ed *Ecotossicità delle acque dolci*. Con l'approccio EPD, considerando solo i contributi positivi, la fase di produzione dei sacchetti ha un peso compreso tra il 18% e il 95% per i dedicati e tra il 13% e il 94% per gli shopper. Rilevante è anche la fase di raccolta del rifiuto (4% / 77% per i sacchetti dedicati e 6% / 87% per gli shopper).

Per quanto riguarda il sistema dei sacchetti di carta, la fase di trattamento del rifiuto ha un contributo negativo per tutte le categorie di impatto, a esclusione dell'*Eutrofizzazione terrestre*. Con l'approccio EPD, considerando solo i contributi positivi, il peso della produzione dei sacchetti è sensibilmente meno rilevante rispetto ai sacchetti in bioplastica e, in dettaglio, inferiore al 20% per tutte le categorie di impatto a esclusione del *Deperimento delle risorse idriche*. Infine, il contributo della raccolta del rifiuto è compreso tra il 27% e l'86%.

Per quanto riguarda invece l'approccio PEF, la tabella 2 mostra i potenziali impatti del sistema che prevede l'impiego di sacchetti in carta per le 16 categorie di impatto esaminate e le variazioni degli impatti per il sistema caratterizzato dall'uso di sacchetti in bioplastica (dedicati e shopper).

Rispetto alla carta, i sacchetti dedicati in bioplastica comportano un aumento dei potenziali impatti (nell'intervallo +10% / +231%) o una diminuzione dei benefici per 11 categorie, mentre risultano migliori per le categorie *Assunzione di materiale particolato* e *Uso del suolo*. Per le restanti 3 categorie di impatto le differenze sono inferiori al 10%.

Quando si confrontano invece i sacchetti di carta e gli shopper in bioplastica, i secondi risultano migliori per 6 categorie di impatto e peggiori per 5 (le differenze sono inferiori al 10% per le rimanenti 5 categorie).

L'analisi dei contributi del sistema che prevede l'impiego di sacchetti in bioplastica mostra risultati simili a quelli osservati con l'approccio EPD.

Al contrario, per quanto riguarda il sistema dei sacchetti di carta, il contributo della produzione dei sacchetti stessi è sensibilmente più rilevante di quello osservato con l'approccio EPD e, in dettaglio, maggiore del 20% per 11 delle 16 categorie di impatto. Il peggioramento delle prestazioni ambientali del sistema caratterizzato dall'utilizzo di sacchetti in carta è infatti principalmente legato al fatto che l'approccio PEF attribuisce alla produzione della carta riciclata una frazione rilevante dell'impatto relativo alla produzione del corrispondente materiale vergine. Ciò comporta quindi un aumento degli impatti potenziali associati alla fase di produzione del sacchetto e quindi del contributo di questa fase all'impatto complessivo.

Tabella 2: impatti potenziali per il sistema con sacchetti in carta e variazione degli impatti ((Bioplastica - Carta)/Carta) per il sistema con sacchetti in bioplastica (dedicati e shopper) calcolati con l'approccio PEF. I risultati sono riferiti all'unità funzionale

Categoria di impatto	Sistema con sacchetti in carta	Sistema con sacchetti in bioplastica dedicati	Sistema con sacchetti in bioplastica shopper
Cambiamento climatico (kg CO ₂ eq)	-5.78E-02	-11%	+9%
Assottigliamento della fascia d'ozono (kg CFC-11 eq)	-6.33E-09	-28%	+6%
Radiazioni ionizzanti, effetti sulla salute umana (kBq U ²³⁵ eq)	3.63E-03	+84%	+45%
Formazione di ozono fotochimico, effetti sulla salute umana (kg COVNM eq)	2.79E-04	-1%	-10%
Assunzione di materiale particolato (incidenza di malattie)	4.63E-09	-14%	-23%
Tossicità umana - eff. non cancerogeni (CTUh)	1.33E-08	-4%	-26%
Tossicità umana - effetti cancerogeni (CTUh)	6.99E-10	+46%	+33%
Acidificazione (moli H ⁺ eq)	2.03E-04	+10%	-15%
Eutrofizzazione - acque dolci (kg P eq)	7.68E-06	+16%	-9%
Eutrofizzazione - acqua marina (kg N eq)	6.05E-05	+77%	+38%
Eutrofizzazione - terrestre (moli N eq)	1.65E-03	-2%	-8%
Ecotossicità delle acque dolci (CTUe)	5.18E-02	+70%	+35%
Uso del suolo (Pt)	5.17E+00	-53%	-67%
Deperimento delle risorse idriche (m ³ sottratti)	3.52E-02	+231%	+117%
Uso delle risorse energetiche (MJ)	-7.93E-01	-19%	+4%
Uso delle risorse - minerali e metalli (kg Sb eq)	1.57E-07	+19%	-21%

4. Conclusioni

Il confronto tra i diversi sacchetti utilizzabili per il conferimento del rifiuto organico domestico, realizzati in carta o bioplastica, ha mostrato innanzitutto, nei test sperimentali svolti, un comportamento molto diverso tra i due materiali con migliori prestazioni per i sacchetti in carta. Inoltre, l'analisi del ciclo di vita qui presentata ha permesso di evidenziare un'influenza positiva sull'intera filiera di gestione del rifiuto organico associata all'impiego dei sacchetti in carta in luogo di quelli in bioplastica e in particolar modo dei sacchetti dedicati. È altresì importante sottolineare come il confronto sia fortemente influenzato dalla metodologia utilizzata per la valutazione degli impatti.

Per comprendere in modo più approfondito il comportamento dei sacchetti nel processo di digestione anaerobica, saranno implementati test in continuo a scala di laboratorio per la co-digestione dei sacchetti e del rifiuto organico. Inoltre, il comportamento dei sacchetti sarà valutato alla scala reale presso un impianto di digestione anaerobica. Nel dettaglio, grazie ai bilanci energetici e di massa, verrà valutato il comportamento dell'impianto al variare della tipologia di sacchetto con un focus particolare sulle quantità di scarti generate dalle fasi di pretrattamento. I dati raccolti con gli ulteriori test a scala di laboratorio e con la valutazione a scala reale saranno utili per affinare l'analisi LCA comparativa per i due sistemi analizzati.

Inoltre, alla luce dell'elevato contributo della produzione dei sacchetti e della raccolta del rifiuto nell'analisi LCA, saranno valutati con un'analisi di sensitività aspetti quali la quantità di rifiuto conferita in ciascun sacchetto e la frequenza della raccolta del rifiuto stesso. A tal proposito, i sacchetti in carta, grazie alla maggiore perdita in peso e alla minore produzione di odori e di percolato durante lo stoccaggio domestico, permettono potenzialmente una riduzione della frequenza di raccolta.

5. Bibliografia

CIC (Consorzio Italiano Compostatori) - COREPLA (Consorzio nazionale per la raccolta, il riciclo e il recupero degli imballaggi in plastica), 2020. Studio CIC-COREPLA, 2020: triplicano le bioplastiche compostabili nella raccolta dell'organico.

Dolci, G, Grosso, M, Catenacci, A, Malpei, F, Fancello, R, 2019. Evaluation of the performances of paper and bioplastic bags in the management of food waste, in: proceedings SARDINIA2019. 17th International waste management and landfill symposium. Santa Margherita di Pula (CA), Italia, 30 Sept - 4 Oct.

Ecoinvent centre, 2018. Ecoinvent Version 3.5 database.

EPD International, 2019. General Programme Instructions for the International EPD System. Version 3.01.

EU Commission, 2018. PEFCR Guidance document, Guidance for the development of Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCRs), version 6.3.

EU 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.

Fazio, S, Castellani, V, Sala, S, Schau, EM, Secchi, M, Zampori, L, 2018. Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods, EUR 28888 EN, European Commission, Ispra, 2018, ISBN 978-92-79-76742-5, doi:10.2760/671368, JRC109369.

ISO, 2006. ISO 14040:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.

ISO, 2018. ISO 14044:2018 Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, 2019. Rapporto rifiuti urbani edizione 2019.

Rigamonti, L, Falbo, A, Grosso, M, 2013. Improving integrated waste management at the regional level: The case of Lombardia. Waste Management & Research 31: 946-953.

Tua, C, Nessi, S, Rigamonti, L, Dolci, G, Grosso, M, 2017. Packaging waste prevention in the distribution of fruit and vegetables: an assessment based on the life cycle perspective. Waste Management & Research, 35 (4), 400-415.

Life Cycle Assessment della pirolisi di biomasse residuali dal settore agro – alimentare

Maria Anna Cusenza^{1*}, Maurizio Cellura¹, Sonia Longo¹, Antonio Messineo²,
Marina Mistretta³, Maurizio Volpe²

¹Dipartimento di Ingegneria, Università di Palermo

²Facoltà di Ingegneria e Architettura, Università di Enna – Kore

³Dipartimento Patrimonio, Architettura, Urbanistica (P.A.U.), Università degli
Studi

Mediterranea di Reggio Calabria

Email*: mariaanna.cusenza@unipa.it

Abstract

Il presente studio si propone di valutare gli impatti energetico - ambientali connessi al processo di pirolisi di rifiuti agro – alimentari attraverso l'applicazione della metodologia Life Cycle Assessment seguendo un approccio dalla culla al cancello. Il sistema analizzato consiste in un reattore di pirolisi al quarzo a letto fisso realizzato a scala di laboratorio. L'unità funzionale per l'analisi è 1 MJ di energia termica potenzialmente generata dalla combustione del bio-char prodotto dalla pirolisi di residui della potatura di olivi e dei residui della spremitura delle arance a tre diverse temperature (400 °C, 500 °C e 650 °C). Lo studio fornisce un ampio set di indicatori ambientali e identifica gli hot spot del processo esaminato. I risultati ottenuti possono costituire un supporto scientifico nella valutazione delle strategie di gestione dei rifiuti conformi ai principi dell'economia circolare e nell'eco-design degli impianti di pirolisi.

1. Introduzione

Garantire l'approvvigionamento di energia pulita e sicura e realizzare un'economia circolare sono elementi prioritari della strategia delineata nel Green Deal Europeo che ha l'obiettivo di annullare le emissioni nette di gas a effetto serra (GHG) entro il 2050 e disaccoppiare la crescita economica dall'uso delle risorse e dalla produzione di rifiuti (European Commission, 2019, 2018).

In questo contesto, i processi di termovalorizzazione dei rifiuti (Waste to Energy - WtE) stanno acquisendo un interesse crescente nella comunità scientifica, essendo pratiche coerenti con il piano d'azione per l'economia circolare e in grado di contribuire, nel contempo, al conseguimento degli obiettivi della politica energetica e climatica dell'Unione Europea (European Commission, 2017; Vamvuka, 2011). I processi di termovalorizzazione includono il co-incenerimento dei rifiuti in impianti di combustione, l'incenerimento di rifiuti in impianti dedicati, la digestione anaerobica dei rifiuti biodegradabili, l'incenerimento indiretto a seguito di pirolisi o gassificazione, ecc. (European Commission, 2017). Tra le tecnologie disponibili, la pirolisi dei rifiuti sta ricevendo una crescente attenzione (Kim et al., 2020). Il processo di pirolisi prevede la decomposizione termica di

materiali organici a temperature comprese tra 400 e 800 °C in assenza di ossigeno o in atmosfera inerte e la sua conversione in un prodotto liquido (bio-olio), un prodotto solido (bio-char) e un prodotto gassoso (syngas) contenente metano, idrogeno, anidride carbonica e monossido di carbonio. Rispetto agli altri trattamenti termochimici la pirolisi ha una temperatura di processo più bassa e causa minori emissioni di inquinanti atmosferici come i difenileteri polibromurati, presenta una maggiore flessibilità nelle dimensioni dell'impianto e fornisce l'opportunità di trasformare materiali a bassa densità energetica in biocarburanti ad alta densità energetica e sostanze chimiche di elevato valore (Czajczyńska et al., 2017). Un'analisi di letteratura effettuata ha evidenziato che pochi studi hanno valutato gli impatti ambientali connessi al processo di pirolisi delle biomasse residuali (Fernandez-Lopez et al., 2015; Parascanu et al., 2018; Wang et al., 2020). Tra gli studi esaminati, solo Parascanu et al. (2018) hanno eseguito una valutazione del ciclo di vita del trattamento di pirolisi delle biomasse.

In questo contesto, il presente lavoro descrive l'applicazione della Life Cycle Assessment (LCA) al processo di pirolisi eseguito alle temperature di 400° C, 500° C e 650° C di biomasse residuali del settore agro – alimentare. Lo studio fornisce un ampio set di indicatori di impatto energetico e ambientale e individua gli hot spot del sistema in esame. I risultati ottenuti possono supportare le strategie di gestione delle biomasse residuali in un'ottica di economia circolare e l'eco-design dei sistemi di pirolisi a scala industriale.

2. Descrizione del sistema di prodotto

Il sistema esaminato è un reattore di pirolisi a letto fisso realizzato a scala di laboratorio e installato presso l'università "Kore" di Enna. Il reattore è costituito da un cilindro in quarzo di 340 mm di lunghezza e 20 mm di diametro. Il reattore al quarzo viene riscaldato da un forno elettrico. La velocità di riscaldamento è pari a 50 °C/minuto, mentre il tempo di reazione a temperatura costante è di 30 minuti (pirolisi lenta). Il reattore, chiuso da un solo lato, presenta un'estremità aperta in cui è inserito un tappo in quarzo dotato di un tubo interno di 8 mm di diametro attraverso il quale, durante la reazione di pirolisi, il gas inerte (azoto) fluisce all'interno del reattore alla velocità di 1,5 L/minuto. Il processo di pirolisi produce un residuo solido (bio-char) che si deposita sul reattore e gas e vapori condensabili che escono dal reattore attraverso un braccio laterale di 8 mm di diametro. Quest'ultimi sono convogliati verso due trappole fredde in cui avviene la loro condensazione in bio-olio. Una camicia di riscaldamento in alluminio mantiene i gas e i vapori in uscita dal reattore alla temperatura costante di circa 180 °C per prevenirne la condensazione prima del raggiungimento delle trappole fredde. La prima trappola consiste in un tubo ad U immerso in un bagno di acqua/glicole etilenico e ghiaccio secco e raggiunge una temperatura di circa -30 °C; la seconda trappola consiste in un tubo di vetro che è mantenuto alla temperatura di -30 °C da un gruppo frigorifero. A valle della seconda trappola è posizionato un filtro in lana di roccia che raccoglie il bio-olio che non si è condensato nelle trappole. Un gorgogliatore ad acqua è posto all'estremità del sistema per garantire il corretto flusso di gas al suo interno. I gas non condensati vengono scaricati attraverso una cappa di scarico. Alla fine del processo le due

trappole vengono pulite con una soluzione a base di cloroformio e metanolo. Le particelle di bio-olio trattenute nella lana di roccia sono recuperate mediante un evaporatore rotativo.

3. Applicazione della metodologia LCA al caso studio

a. Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione

Lo studio ha l'obiettivo di stimare gli impatti energetico – ambientali connessi al processo di pirolisi di residui agro – alimentari e di identificare i processi responsabili del maggior contributo agli impatti. L'analisi è stata effettuata tramite la metodologia LCA in accordo agli standard ISO 14040 (ISO, 2006a) e ISO 14044 (ISO, 2006b).

Gli esperimenti di pirolisi sono eseguiti alle temperature di 400 °C, 500 °C e 650 °C. Ad ogni ciclo di pirolisi sono caricati nel reattore circa 10 g di biomassa residuale che nelle condizioni operative esaminate forniscono in uscita 0,6 g di bio-char, 0,3 g di bio-olio e 0,1 g di gas e vapori non condensati. Pertanto, il processo esaminato è multifunzionale.

L'unità funzionale (UF) selezionata per lo studio è 1 MJ di energia termica potenzialmente generata dalla combustione del bio-char prodotto dal processo pirolisi dei residui della potatura di olivi (RPO) e dai residui della spremitura delle arance (RSA) nelle condizioni operative esaminate.

Nella Tabella 1 si riportano i flussi di riferimento necessari ad ottenere l'U.F. corrispondenti ad ogni configurazione esaminata, calcolati sulla base dei poteri calorifici superiori misurati in laboratorio.

Tabella 1. Flussi di riferimento

Temperatura di pirolisi (°C)	RPO (kg)	RSA (kg)
400	3,6E-02	3,2E-02
500	3,8E-02	3,1E-02
650	4,1E-02	3,2E-02

L'analisi segue un approccio “dalla culla al cancello”. I confini del sistema includono il trasporto della biomassa residuale al laboratorio, i pretrattamenti consistenti nell'essiccazione e la triturazione della biomassa, il processo di pirolisi, il trattamento di fine vita dei rifiuti di processo e la fase di costruzione del reattore. Per quanto riguarda la fase di trasporto, si è ipotizzata una distanza di approvvigionamento di 100 km. Con riferimento alla gestione della multifunzionalità, in una prima analisi i carichi ambientali sono stati attribuiti interamente al bio-char poiché è il prodotto principale del sistema di laboratorio in esame. Tuttavia, allo scopo di valutare l'influenza di queste assunzioni sui risultati ottenuti è stata effettuata un'analisi di sensibilità considerando due scenari di trasporto caratterizzati da distanze di approvvigionamento (DA) pari a

200 km (DA200) e 300 km (DA300), mentre con riferimento alla gestione della multifunzionalità è stato analizzato uno scenario in cui gli oneri ambientali sono ripartiti tra bio-char e bio-olio in base ai corrispondenti poteri calorifici superiori.

Le categorie di impatto selezionate per la valutazione delle prestazioni energetico – ambientali sono: consumo di energia primaria (CED), riscaldamento globale potenziale (GWP), assottigliamento dello strato di ozono (ODP), tossicità umana – effetti non cancerogeni (HT-nc), tossicità umana – effetti cancerogeni (HT-ce), particolato atmosferico (PM), radiazioni ionizzanti – effetti sulla salute umana (IR – hh), radiazioni ionizzanti – effetti sull’ambiente (IR – e), formazione di ossidanti fotochimici (POFP), acidificazione potenziale (AP), eutrofizzazione terrestre (EU_T), eutrofizzazione delle acque dolci (EU_F), eutrofizzazione delle acque marine (EU_M), ecotossicità delle acque dolci (E_{FW}), consumo di risorse minerali, fossili e rinnovabili (MFFRD).

La stima del consumo di energia primaria è stata effettuata impiegando il metodo Cumulative Energy Demand (CED) (Frischknecht et al., 2007) mentre gli impatti ambientali sono stati stimati attraverso il metodo ILCD 2011 Midpoint con le eccezioni delle categorie di impatto "Uso del suolo" e "Impoverimento delle risorse idriche" che sono escluse a causa dell’elevata incertezza dei dati di inventario (JRC European commission, 2011).

b. Analisi di inventario

Per l’analisi di inventario sono stati utilizzati dati primari e secondari. In particolare, gli input dei processi di foreground, in termini di consumo di energia e materie prime, sono stati raccolti in laboratorio. I dati relativi agli eco – profili di tutti gli input di processo (processi di background) sono stati tratti dal database ambientale Ecoinvent 3.6 (Wernet et al., 2016) e sono riferiti al contesto italiano, quando possibile, o a quello europeo.

c. Valutazione degli impatti energetico – ambientali e interpretazione dei risultati

Gli impatti energetico – ambientali associati all’UF per ogni tipologia di biomassa e per ogni temperatura di pirolisi considerate sono riportate nella Tabella 2.

Tabella 2: Impatti energetico – ambientali riferiti all’UF

Categorie di impatto	<u>RPO - 400°C</u>	<u>RPO - 500°C</u>	<u>RPO - 650°C</u>	<u>RSA - 400°C</u>	<u>RSA - 500°C</u>	<u>RSA - 650°C</u>
CED (MJ)	9,20E+01	9,60E+01	1,10E+02	8,10E+01	8,00E+01	8,30E+01
GWP (kgCO _{2eq})	5,40E+00	5,70E+00	6,30E+00	4,80E+00	4,70E+00	4,90E+00
ODP (kgCFC-11 _{eq})	7,70E-07	8,10E-07	9,00E-07	6,80E-07	6,70E-07	6,90E-07

Categorie di impatto	<u>RPO - 400°C</u>	<u>RPO - 500°C</u>	<u>RPO - 650°C</u>	<u>RSA - 400°C</u>	<u>RSA - 500°C</u>	<u>RSA - 650°C</u>
HT-nce (CTUh)	2,10E-06	2,20E-06	2,40E-06	1,80E-06	1,80E-06	1,80E-06
HT-ce (CTUh)	3,90E-07	4,00E-07	4,50E-07	3,40E-07	3,40E-07	3,50E-07
PM (kgPM _{2.5eq})	2,60E-03	2,70E-03	3,00E-03	2,30E-03	2,30E-03	2,40E-03
IR-hh (kBqU ²³⁵ _{eq})	8,00E-01	8,40E-01	9,40E-01	7,10E-01	7,00E-01	7,30E-01
IR-e (CTUe)	2,30E-06	2,40E-06	2,70E-06	2,10E-06	2,00E-06	2,10E-06
POFP (kgNMVOC _{eq})	1,20E-02	1,30E-02	1,40E-02	1,10E-02	1,10E-02	1,10E-02
AP (molH ⁺ _{eq})	4,20E-02	4,40E-02	5,00E-02	3,70E-02	3,70E-02	3,90E-02
EU _T (molN _{eq})	1,20E-01	1,30E-01	1,40E-01	1,10E-01	1,10E-01	1,10E-01
EU _F (kgP _{eq})	1,90E-03	2,00E-03	2,30E-03	1,70E-03	1,70E-03	1,70E-03
EU _M (kgN _{eq})	8,50E-03	8,90E-03	9,80E-03	7,50E-03	7,40E-03	7,60E-03
E _{FW} (CTUe)	9,50E+01	1,00E+02	1,10E+02	8,40E+01	8,30E+01	8,70E+01
MFRRD (kgSb _{eq})	2,10E-04	2,20E-04	2,40E-04	1,90E-04	1,80E-04	1,90E-04

Dall'analisi dei dati emerge che il bio-char ottenuto dalla pirolisi dei residui della spremitura delle arance alla temperatura di 500°C (RSA500) presenta le migliori performance energetico – ambientali rispetto alle altre configurazioni esaminate. Il bio-char ottenuto dalla pirolisi dei residui della potatura degli olivi a 650 °C (RPO650) presenta le peggiori prestazioni energetico - ambientali. In media, gli impatti associati alla configurazione RPO650 sono più elevati degli impatti

associati alla configurazione RSA500 di circa il 35%. Gli impatti associati alla configurazione RPO500 sono in media maggiori del 20% rispetto a quelli della configurazione RSA500. Da ciò ne consegue che la selezione della tipologia di biomassa residuale in ingresso è fondamentale per ottenere maggiori benefici energetico – ambientali dall'impiego di questa tecnologia.

Per ciascuna tipologia di biomassa esaminate si registrano variazioni trascurabili (minori del 5%) degli impatti energetico - ambientali al variare della temperatura di pirolisi nel range esaminato (400 – 650 °C).

Per un'analisi più dettagliata del sistema esaminata, nella Figura 1 è rappresentata l'incidenza dei diversi processi sugli impatti totali. I dati riportati sono relativi alla configurazione RSA500 e sono rappresentativi di tutti i casi esaminati. Dall'analisi dei dati emerge che la fase operativa è responsabile del maggior contributo in tutte le categorie di impatto esaminate, la sua incidenza varia dal 44% (CED) al 91% (EU_T). Il trasporto della biomassa incide con percentuali variabili tra il 4% (EU_T e EU_M) e il 36% (MFRRD). Inoltre, il trasporto è responsabile di un impatto non trascurabile sulle seguenti categorie: IR-e (20%), ODP (18%) e POFP, GWP e PM (17%). La costruzione dell'impianto presenta un contributo non trascurabile (34%) sulla HT-nce, mentre il trattamento delle acque reflue presenta un'incidenza significativa sull'EU_M (48%), sul CED (45%) e sulla HT-nce (30%).

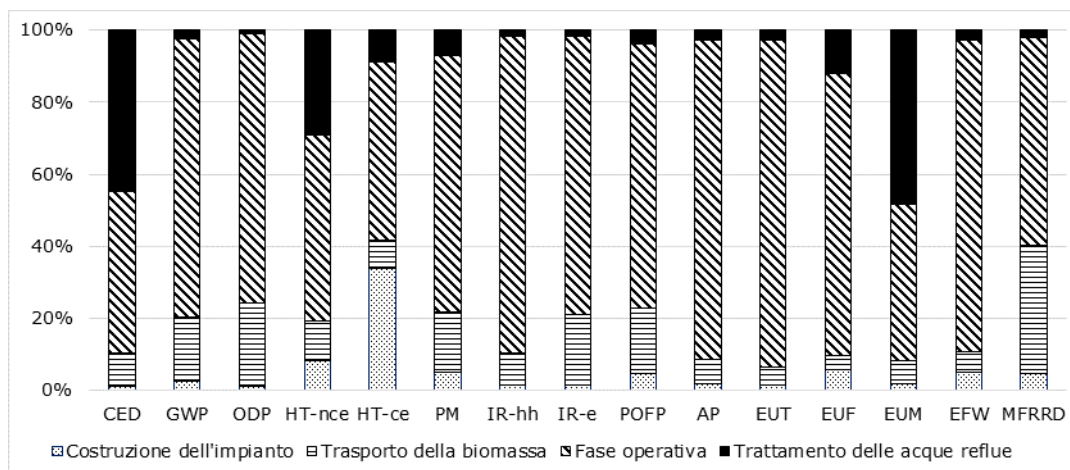


Figura 1: Impatti ambientali del ciclo di vita - Analisi dei contributi

Nella Figura 2 è rappresentata l'analisi dettagliata degli impatti associati alla fase operativa del processo di pirolisi dei residui di spremitura delle arance alla temperatura di 500°C. L'analisi evidenzia che l'energia elettrica (EE) consumata nell'evaporatore rotativo presenta un contributo significativo in tutte le categorie di impatto esaminate. Il processo di pirolisi incide con percentuali che variano dall'11% (MFRRD) al 20% (EU_T e AP). Il ghiaccio secco utilizzato nella prima trappola di raffreddamento causa un contributo rilevante (maggiore del 20%) in diverse categorie di impatto (MFRRD, HT-nce, HT-ce, EU_F, GWP, IR-hh e IR-e). In particolare, esso è responsabile di circa il 50% dell'impatto sulla categoria MFRRD. Complessivamente, il contributo dell'impatto associato all'elettricità consumata durante la fase operativa varia dal 50% (MFRRD) al 90% (EU_T).

Pertanto, l'adozione di tecnologie più efficienti e pulite può migliorare notevolmente le prestazioni ambientali del trattamento di pirolisi. Il contributo del cloroformio è rilevante per l'ODP (circa 27%) e trascurabile per le altre categorie esaminate. Il consumo di energia elettrica per l'essiccazione e la triturazione della biomassa, l'acqua utilizzata nel gorgogliatore e la produzione del metanolo causano un contributo trascurabile in tutte le categorie di impatto (inferiore all'1%).

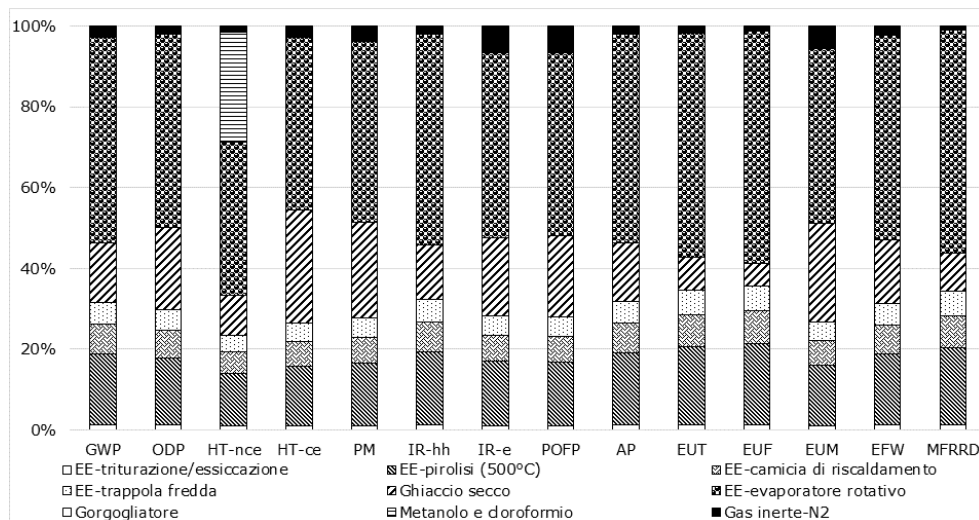


Figura 2: Fase operativa - Analisi dei contributi

d. Analisi di sensibilità

Il processo di pirolisi genera tre co-prodotti: il bio-char, il bio-olio e i gas e vapori non condensati. L'eco-profilo del bio-char è stato determinato ipotizzando che il bio-olio e i gas e vapori non condensati siano dei rifiuti. Al fine di valutare l'incidenza di tale scelta metodologica sui risultati finali, è stata eseguita un'analisi di sensibilità, in cui il bio-olio è stato considerato un co-prodotto mentre i gas e i vapori non condensati, considerata l'esigua quantità prodotta nelle condizioni operative esaminate, sono stati trattati anche in questo caso come rifiuti. La ripartizione dei flussi di materia ed energia in ingresso ai diversi co-prodotti è stata eseguita attraverso un'allocazione basata sui poteri calorifici superiori del bio-char e del bio-olio misurati in laboratorio. La valutazione degli impatti energetico – ambientali effettuata applicando l'allocazione ha evidenziato che gli impatti si riducono, rispetto al caso senza allocazione, di una percentuale pari a circa il 20%. Questo risultato ha evidenziato la necessità di approfondire questo aspetto allo scopo effettuare una modellizzazione che sia rappresentativa del sistema di prodotto esaminato.

Nella Tabella 3 sono illustrati i risultati dell'analisi di sensibilità relativi alla distanza di approvvigionamento. L'analisi mostra che gli impatti ambientali aumentano di percentuali che vanno dal 4% (EUF) fino al 36% (MFRRD) nel caso in cui si assuma una distanza di approvvigionamento di 200 km, e dall'8% (EUF) fino al 71% (MFRRD) nel caso in cui la distanza sia 300 km. Quindi, la distanza di approvvigionamento influisce notevolmente sui risultati ottenuti e suggerisce l'importanza di prevedere l'installazione di impianti a piccola – media scala che possano essere alimentati con biomassa a filiera corta.

Tabella 3: Risultati analisi di sensibilità – Distanza di approvvigionamento

Categoria di impatto	RSA (DA: 100 km)	RSA (DA: 200 km) [%]	RSA (DA: 300 km) [%]
CED (MJ)	8,0E+01	16	33
GWP (kg CO _{2eq})	4,7E+00	18	36
ODP (kg CFC-11 _{eq})	6,7E-07	23	46
HT-nce (CTUh)	1,8E-06	11	22
HT-ce (CTUh)	3,4E-07	8	15
PM (kg PM _{2.5eq})	2,3E-03	17	33
IR-hh (kBq U ²³⁵ _{eq})	7,0E-01	9	18
IR-E (interim) (CTUe)	2,0E-06	20	39
POFP (kg NMVOC _{eq})	1,1E-02	18	36
AP (mol H ⁺ _{eq})	3,7E-02	7	13
EUT (mol N _{eq})	1,1E-01	5	10
EUf (kg P _{eq})	1,7E-03	4	8
EUM (kg N _{eq})	7,4E-03	6	13
EFw (CTUe)	8,3E+01	6	12
MFRRD (kg S _{eq})	1,8E-04	36	71

4. Conclusioni

Lo studio ha riguardato l'analisi degli impatti ambientali di ciclo di vita connessi al processo di pirolisi, alle temperature di 400 °C, 500 °C e 650 °C, dei residui della potatura degli olivi e dei residui della spremitura delle arance.

L'analisi ha riguardato un impianto di pirolisi a scala di laboratorio ed è basata su dati primari raccolti direttamente in laboratorio.

Lo studio ha evidenziato che la qualità della biomassa in ingresso incide sulla qualità del bio-char prodotto. Nel caso studio esaminato gli impatti energetico - ambientali associati alla pirolisi condotta alla temperatura di 500 °C dei residui della potatura degli olivi sono superiori del 20% rispetto agli impatti associati alla pirolisi dei residui della spremitura delle arance eseguita alla stessa temperatura.

Considerata l'elevata incidenza dell'energia elettrica consumata durante la fase operativa, per migliorare la sostenibilità ambientale del sistema in esame è necessario adottare processi e tecnologie più efficienti e aumentare l'uso di fonti energetiche rinnovabili.

L'analisi di sensibilità ha evidenziato che la distanza di approvvigionamento della biomassa influisce in modo significativo sui risultati della valutazione ambientale. Questo risultato suggerisce di ridurre la distanza di approvvigionamento attraverso l'adozione di sistemi di pirolisi localizzati in prossimità di aziende agro-alimentari.

La ricerca è stata svolta nell'ambito del progetto PRIN Bando 2017 - Prot. 20175TXJER, titolo: "Biomasses Circular Holistic Economy Approach to Energy equipments (BIO-CHEAPER).

5. Bibliografia

Czajczyńska, D., Anguilano, L., Ghazal, H., Krzyżyńska, R., Reynolds, A.J., Spencer, N., Jouhara, H., 2017. Potential of pyrolysis processes in the waste management sector. *Therm. Sci. Eng. Prog.* <https://doi.org/10.1016/j.tsep.2017.06.003>

European Commission, 2019. Communication from the Commission to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. The European Green Deal. Brussels, 11.12.2019 COM(2019) 640 final COMMUNICATION. <https://doi.org/10.2307/j.ctvd1c6zh.7>

European Commission, 2018. Circular Economy - Implementation of the Circular Economy Action Plan. http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/index_en.htm.

European Commission, 2017. The role of waste-to-energy in the circular economy. *Commun. From Comm. To Eur. Parliam. Counc. Eur. Econ. Soc. Comm. Comm. Reg.* COM(2017) 34.

Fernandez-Lopez, M., Puig-Gamero, M., Lopez-Gonzalez, D., Avalos-Ramirez, A., Valverde, J., Sanchez-Silva, L., 2015. Life cycle assessment of swine and dairy manure: Pyrolysis and combustion processes. *Bioresour. Technol.* <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.01.140>

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.

ISO, 2006a. ISO 14040: Environmental management — Life Cycle Assessment — Principles and Framework, International Organization for Standardization. <https://doi.org/10.1002/jtr>

ISO, 2006b. ISO 14044: Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines, International Organization for Standardization.

<https://doi.org/10.1136/bmj.332.7555.1418>

JRC European commission, 2011. ILCD Handbook: Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context, Vasa. <https://doi.org/10.278/33030>

Kim, S., Lee, Y., Andrew Lin, K.Y., Hong, E., Kwon, E.E., Lee, J., 2020. The valorization of food waste via pyrolysis. *J. Clean. Prod.* <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120816>

Parascanu, M.M., Puig Gamero, M., Sánchez, P., Soreanu, G., Valverde, J.L., Sanchez-Silva, L., 2018. Life cycle assessment of olive pomace valorisation through pyrolysis. *Renew. Energy.* <https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.02.027>

Vamvuka, D., 2011. Bio-oil, solid and gaseous biofuels from biomass pyrolysis processes-An overview. *Int. J. Energy Res.* <https://doi.org/10.1002/er.1804>

Wang, J., You, S., Lu, Z., Chen, R., Xu, F., 2020. Life cycle assessment of bio-based levoglucosan production from cotton straw through fast pyrolysis. *Bioresour. Technol.* 307, 123179. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123179>

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. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>

Technical functionality as a basis for developing substitution coefficients in waste management Life Cycle Assessment studies

Lucia Rigamonti¹, Sue Ellen Taelman², Sophie Huysveld², Sophie Sfez², Kim Ragaert³, Jo Dewulf^{2,4}

¹Politecnico di Milano, Department of Civil and Environmental Engineering, Italy

²Ghent University, Department of Green Chemistry and Technology, Belgium

³Ghent University, Centre for Polymer and Material Technologies, Department of Materials, Textiles and Chemical Engineering, Belgium

⁴ETH Zürich, Department of Civil, Environmental and Geomatic Engineering, Institute of Science, Technology and Policy, Switzerland

Email: lucia.rigamonti@polimi.it

Abstract

Life Cycle Assessment (LCA) is a widespread tool used to guide decision-makers towards optimal strategic choices for sustainable growth. A key aspect of LCA studies of waste management systems where recycling activities are present is to account for resource recovery and the related substitution effects. Although multiple scientific papers assume a 1:1 substitution ratio between similar materials/products, this is often incorrect as the actual ratio is likely to vary. The focus of this paper is on the calculation of the substitutability coefficient for secondary materials based on technical characteristics.

1. Introduction

The recovery of useful secondary resources (material or energy) has gained much attention lately at European policy level, which has been translated in directives, frameworks, strategies and reports that contribute to developments towards a circular economy and more resource-efficient Europe. In this context, Life Cycle Assessment (LCA), a tool commonly used to calculate potential environmental burdens of products or services over their full life cycle, is often applied according to the international standards ISO 14040 and 14044.

Despite the availability of these standards, it is not always straightforward on how to analyse the environmental impact of multi-functional processes, often existing in waste management systems. As reported by Laurent et al. (2014) who performed a review of 222 LCA studies of solid waste management systems, in order to solve multi-functionality issues, system expansion has been applied in about 75% of the reviewed LCA studies, while allocation has been exclusively used in about 4% of them.

When the LCA analyst wants to apply the approach called “product substitution allocation”, also known as “system expansion with substitution” or “avoided burden method” (EC-JRC, 2010; Finnveden et al., 2009), he/she has to identify and model mono-functional processes external to the system under study, which

yield products or functions that are equivalent to those of the co-products of the considered multi-functional process. These inventories are commonly subtracted from the inventory of the original multi-functional process in order to estimate the inventory associated with the co-function of interest (Pelletier et al., 2015). This approach has mostly been used for systems where a co-product can replace one or more other products, e.g. recovery of material or energy from waste (EC-JRC, 2010). However, quantifying the extent to which products are functionally equivalent and intersubstitutable is a difficult task.

When the LCA practitioner has identified the actual replaced products by e.g. market analysis, the quantification of the amount of the replaced product needs to be done bearing in mind that the recycled material might be subjected to a decrease in quality ('downcycling') (Rigamonti et al., 2018; Hahladakis and Iacovidou, 2018). Despite such concerns, in the modelling of recycling, the vast majority of waste management LCA studies have so far assumed that one unit of recycled material substitutes for one unit of virgin material (Gala et al., 2015; Geyer et al., 2015; Yang, 2016). This might imply an overestimation of the real benefit of the recycling activities (in case of downcycling or upcycling, respectively), potentially leading to wrong conclusions and recommendations (Rigamonti et al., 2009; van der Harst, 2016; Faraca et al., 2019).

Although economic parameters such as market prices are proposed by a few authors to assess quality (authors cited in Vadenbo et al., 2016; EC-JRC, 2012; Villalba et al., 2002; Schrijvers et al., 2016b; Zink et al., 2015; Yang, 2016), it should be noted that the use of monetary values has its drawbacks, because of time-dependent fluctuations of the market or when prices are missing or inaccurate. Apart from market-based modelling, also an approach that considers the technical functionality can be followed to calculate substitutability, which represents the relative performance of a recovered resource compared to the end-use-specific set of alternative products and which may supply the same required function(s) (Vadenbo et al., 2016). More in detail, Vadenbo et al. propose a framework to calculate the substitution potential where *substitutability* $a^{rec:disp}$, which is used to designate the degree of functional equivalence between alternative resources/products for a specific end use, is determined based on technical functionality and can include additional constraints. The theoretically (from a technical point of view) achievable functionality may in fact be restricted by regulations and/or end user's perception. Physical parameters are independent from changes in the economy, however, they are more rarely applied as is it difficult to determine waste-type specific quality factors based on one or multiple physical parameters relevant in the determination of the functionality (Huysman et al., 2017).

2. Aim of the paper

This paper provides guidelines on the calculation of technical substitutability coefficients for LCA waste management studies, based on the learnings from previous studies. Departing from the framework proposed by Vadenbo et al. (2016), the focus in this paper is on the technical functionality of the materials as a basis for calculating the substitution coefficient. This reflects substitutability to

a high extend, without restriction by institutions and / or user's perception. The guidelines are put in practice with two real waste management cases (on vegetables, fruit and garden waste (VFG) and plastics) (Rigamonti et al., 2019). Both the findings of the case studies, together with the substitutability coefficients based on technical functionality (sometimes indicated with different terminology) already presented in literature, are included in a summarized table. Obviously, this list of technical substitutability coefficients is not exhaustive, but it can be enriched in the future considering the guidelines as proposed in this paper.

3. Material and methods: the guidelines

Guidelines to calculate the substitutability coefficients based on technical functionality are developed and presented in Figure 1.

The first step consists in the identification of the functionality of the secondary material in relation to a specific application by answering the two questions: "Which application of the secondary material is aimed for?" and "What is it used for?". The second step is the identification of the substitutable (virgin) material in the respective application. The leading question is "What material does the secondary material potentially substitute in that application?". The following step is the identification of the main technical property that characterises the identified key-function or that is necessary to fulfil that key-function. The fourth step implies the quantification of this technical property (i.e. technical functionality) both for one unit of the secondary material and one unit of the assumed replaced material (identified in step 2). Finally, the ratio of the values of the main technical property of the substitutable materials shall be calculated: the resulting value is the technical substitutability coefficient.

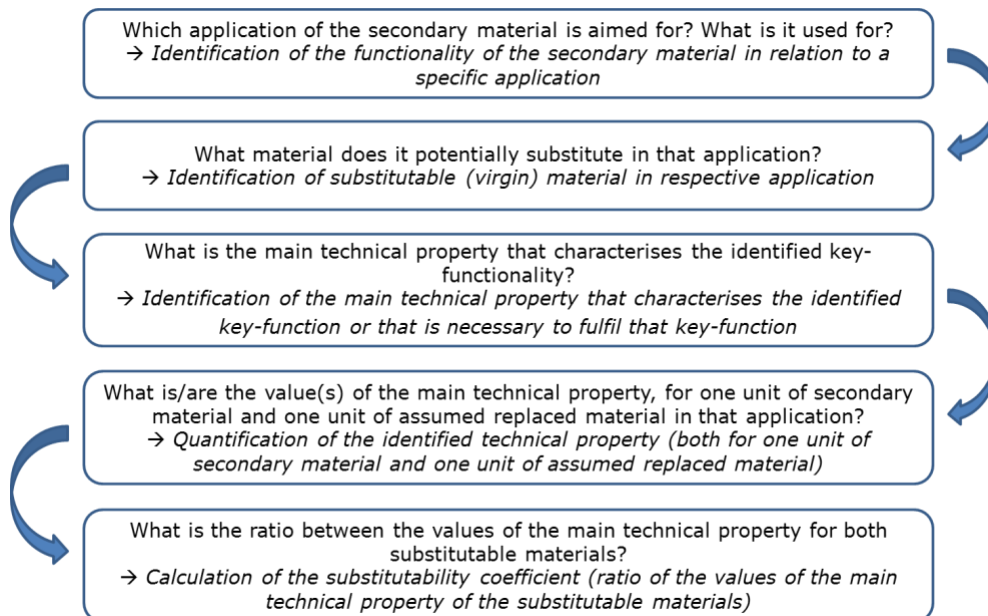


Figure 1: Proposed procedure to calculate the technical substitutability coefficient

4. Results

Table 1 summarises the results of the application of the methodology. The values of the technical substitutability coefficients already present in the literature were not referred to as technical substitutability coefficient in the original papers, but according to our understanding of the procedure followed in their calculation we can assume them as such.

In total, 16 technical substitutability coefficients are given for 10 secondary materials: recycled wood, recycled paper, recycled high density polyethylene (HDPE), recycled high-impact polystyrene (HIPS), recycled plastic mix, recycled polylactic acid (PLA), recycled polypropylene (PP), mixed recycled aggregates (RA), reclaimed asphalt pavement, and treated bottom ash from incineration of municipal solid waste (MSW-BA). These comprehend most of the materials (e.g. the different polymers) for which the evaluation of the benefits associated with their recycling is usually critical because of the phenomenon of downcycling.

The fact that for some secondary materials more than one coefficient is given underlines the importance to consider in the calculation of the coefficient both the application in which the secondary material will be used and what the secondary material replaces. In fact, a different application implies a different request in terms of technical characteristics to fulfil that certain function.

The technical properties used in the calculation of the technical substitutability coefficients are different for the different secondary materials even if some are recurring: this is the case of density (used for recycled plastic mix, recycled PP and mixed RA), tensile strength (used for recycled paper and recycled HIPS), and thickness (used for recycled wood and reclaimed asphalt pavement). Other technical properties considered in the calculation are the impact strength, the molecular weight, the flexural modulus, the bearing capacity, and the particle size distribution.

5. Conclusions

The paper has addressed a pending LCA issue regarding the calculation of the substitutability of secondary materials produced by recycling activities. A procedure to be followed by an LCA practitioner (guidelines) has been suggested based on the concept of technical functionality. In total, sixteen technical substitutability coefficients are given for ten secondary materials, including some of the most critical ones due to the phenomenon of downcycling of which they are subjected to during the recycling phases.

Tab. 1: Substitutability coefficients based on the technical functionality for several secondary materials, a combination between state-of-the art coefficients and newly developed ones

Secondary material	Avoided resource(s)	Value of the technical substitutability coefficient	Source
Recycled wood from municipal waste collection (for secondary particle board)	Virgin plywood	0.6 m ³ virgin plywood / m ³ secondary particle board (based on thickness to have the same modulus of elasticity and longitudinal bending strength)	Rigamonti et al., 2010
Recycled paper	Virgin paper	0.83 kg virgin paper / kg recycled paper (based on tensile strength)	Gala et al., 2015
Recycled HDPE	Virgin HDPE	0.75 kg virgin HDPE / kg recycled HDPE	Gala et al., 2015
Recycled HIPS	Virgin HIPS	1 kg virgin HIPS / kg recycled HIPS (based on tensile strength and impact strength)	Beigbeder et al., 2013
Recycled plastic mix containing mainly PET, PP, PVC and PS (for injection moulding application)	Virgin PP	0.69 kg virgin PP / kg recycled plastic mix (based on density)	Huysveld et al., 2019
Recycled PLA from solvent-based recycling of PLA waste from lightweight packaging	Virgin PLA	0.85 virgin PLA / kg recycled PLA (based on loss of molecular weight compared to virgin material)	Maga et al., 2019
Recycled PP (for plastic sheet application)	Virgin PP	0.94 virgin PP / kg recycled PP (based on flexural modulus)	Civancik-Uslu et al., 2019

Secondary material	Avoided resource(s)	Value of the technical substitutability coefficient	Source
Recycled PP (for extrusion application)	Virgin PVC	1.36 kg virgin PVC / kg recycled PP for banner produced by using the first option of recycling 2.38 kg virgin PVC / kg recycled PP for panel produced by using the first option of recycling 2.04 kg virgin PVC / kg recycled PP for panel produced by using the second option of recycling (based on density)	New case study (Rigamonti et al., 2019)
Mixed RA from construction and demolition waste (as unbound material in the embankment body and sub-base layers of roads)	Natural raw material (i.e. unprocessed material extracted from quarries) (NA)	0.97 kg NA / kg RA (based on presence of impurities and bearing capacity)	Borghi et al., 2018
Mixed RA from construction and demolition waste (as unbound material in environmental reclamation and filling activities)	Natural raw material (i.e. unprocessed material extracted from quarries)	0.86 kg NA / kg RA (based on presence of impurities and density)	Borghi et al., 2018
Reclaimed asphalt pavement (for cold mix asphalt (CMA))	Virgin hot mix asphalt (HMA)	0.67 kg virgin HMA / kg recycled CMA (based on thickness of the layer to have the same field performance)	Pantini et al., 2018
Reclaimed asphalt pavement (for	Virgin hot mix asphalt (HMA)	1 kg virgin HMA / kg recycled HMA (based on field performance and lifetime)	Pantini et al., 2018

Secondary material	Avoided resource(s)	Value of the technical substitutability coefficient	Source
hot mix asphalt (HMA))			
Treated MSW-BA (for sub-base road)	Natural Gravel	0.37 kg virgin natural gravel / kg MSW-BA or 0.42 kg virgin natural gravel / kg metal-free MSW-BA (based on particle size distribution and weighted fractions)	New case study (Rigamonti et al., 2019)

The paper represents thus a step forward in quantifying the replacement potential or substitutability of secondary materials in waste management LCA studies. Other case studies can follow the guidelines and may calculate other technical substitutability coefficients for secondary materials not tackled yet or for the same materials as presented here but having another application. The enriched list of coefficients could therefore be used by all LCA practitioners in a harmonized way when they apply the system expansion with substitution approach in assessing the impacts associated with recycling activities. This would allow to have more correct conclusions than when the LCA study is conducted with the assumption of a full replacement (1 : 1) by secondary materials.

Funding

This research was partly funded by (i) the REPAiR project (ID 688920) under H2020-EU.3.5.4.—Enabling the transition towards a green economy and society through eco-innovation, WASTE-6b-2015—Eco-innovative strategies (Sue Ellen Taelman) and (ii) OVAM-Vlaanderen Circulair within the ReDESIGN project (Sophie Huysveld and Sophie Sfez).

References

- Beigbeder, J., Perrin, D., Mascaro, J.F., Lopez-Cuesta, J.M., 2013. Study of the physico-chemical properties of recycled polymers from waste electrical and electronic equipment (WEEE) sorted by high resolution near infrared devices. *Resour. Conserv. Recycl.* 78, 105-114.
- Borghini, G., Pantini, S., Rigamonti, L., 2018. Life cycle assessment of non-hazardous Construction and Demolition Waste (CDW) management in Lombardy Region (Italy). *J. Clean. Prod.* 184, 815-825.
- Civancik-Uslu, D., Puig, R., Ferrer, L., Fullana-i-Palmer, P., 2019. Influence of end-of-life allocation, credits and other methodological issues in LCA of compounds: An in-company circular economy case study on packaging. *J. Clean. Prod.* 212, 925-940.
- European Commission – Joint Research Centre (EC-JRC), 2010. *ILCD Handbook - General guide for Life Cycle Assessment – Detailed Guidance.*

European Commission – Joint Research Centre (EC-JRC), 2012. Integration of resource efficiency and waste management criteria in European product policies – Second phase, report n. 3. Luxembourg: Publications Office of the European Union; 2012.

Faraca, G., Martinez-Sanchez, V., Astrup, T.F., 2019. Technical Environmental life cycle cost assessment: Recycling of hard plastic waste collected at Danish recycling centres. *Waste Manage. Res.* 143, 299-309.

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. *J. Environ. Manage.* 91, 1-21.

Gala, A. B., Raugei, M., Fullana-i-Palmer, P., 2015. Introducing a new method for calculating the environmental credits of end-of-life material recovery in attributional LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 645–654.

Geyer, R., Kuczenski, B., Zink, T., Henderson, A., 2015. Common misconceptions about recycling. *J. Ind. Ecol.* 20(5), 1010-1017.

Hahladakis, J. N., Iacovidou, E., 2018. Closing the loop on plastic packaging materials: What is quality and how does it affect their circularity? *Sci. Total Environ.* 630, 1394–1400.

Huysman, S., De Schaepmeester, J., Ragaert, K., Dewulf, J., De Meester, S., 2017. Performance indicators for a circular economy: A case study on post-industrial plastic waste. *Resour. Conserv. Rec.* 120, 46- 54.

Huysveld, S., Hubo, S., Ragaert, K., Dewulf, J., 2019. “Advancing Circular Economy Benefit Indicators and Application on Open-loop Recycling of Mixed and Contaminated Plastic Waste Fractions.” *Journal of Cleaner Production* 211: 1–13.

Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T. H., Hauschild, M. Z., 2014. Review of LCA studies of solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Manage.* 34, 589-606.

Maga, D., Hiebel, M., Thonemann, N., 2019. Life cycle assessment of recycling options for polylactic acid. *Resour. Conserv. Rec.* 149, 86-96.

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 Manage.* 80, 423-434.

Pelletier, N., Ardente, F., Brandao, M., De Camillis, C., Pennington, D., 2015. Rationales for and limitations of preferred solutions for multi-functionality problems in LCA: is increased consistency possible? *Int. J. Life Cycle Assess.* 20, 74-86.

Rigamonti, L., Grosso, M., Giugliano, M., 2010. Life cycle assessment of sub-units composing a MSW management system. *J. Clean Prod.* 18, 1652-1662.

Rigamonti, L., Grosso, M., Sunseri, M. C., 2009. Influence of assumptions about selection and recycling efficiencies on the LCA of integrated waste management systems. *Int. J. Life Cycle Assess.* 14(5), 411-419.

Rigamonti, L., Niero, M., Haupt, M., Grosso, M., Judl, J., 2018. Recycling processes and quality of secondary materials: Food for thought for waste-management-oriented life cycle assessment studies. *Waste Manage.* 76, 261-265.

Rigamonti L., Taelman S. E., Huysveld S., Sfez S., Ragaert K., Dewulf J., 2019. A step forward in quantifying the substitutability of secondary materials in waste management Life Cycle Assessment studies. Submitted to *Waste Manage.*, under review.

Schrijvers, D. L., Loubet, P., Sonnemann, G., 2016b. Critical review of guidelines against a systematic framework with regard to consistency on allocation procedures for recycling in LCA. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21(7), 994-1008.

Vadenbo, C., Astrup, T. F., Hellweg, S., 2016. Let's be clear(er) about substitution – a reporting framework to account for product displacement in LCA. *J. Ind. Ecol.* 21(5), 1078-1089.

Villalba, G., Segarra, M., Fernandez, A.I., Chimenos, J.M., Espiell, F., (2002) A proposal for quantifying the recyclability of materials. *Resour. Conserv. Recycl.* 37(1), 39-53.

van der Harst, E., Potting, J., Kroeze, C., 2016. Comparison of different methods to include recycling in LCAs of aluminium cans and disposable polystyrene cups. *Waste Manage.* 48, 565–583.

Yang, Y., 2016. Two sides of the same coin: consequential life cycle assessment based on the attributional framework. *J. Clean Prod.* 127, 274-281.

Zink, T., Geyer, R., Startz, R., 2015. A Market-Based Framework for Quantifying Displaced Production from Recycling or Reuse. *J. Ind. Ecol.* 20(4), 719-729.

Environmental impacts evaluation of a ceramic industry processes through integration of Life Cycle Assessment and Risk Assessment

Erica Doimo^{1,2}, Luciano Vogli¹, Massimo Andretta^{3,4}, Serena Righi^{1,5}

¹Interdepartmental Research Centre for Environmental Sciences

– Alma Mater Studiorum University of Bologna

²2B Srl

³Department of Biological, Geological, and Environmental Sciences – Alma Mater Studiorum University of Bologna

⁴Department of Electrical, Electronic, and Information Engineering "Guglielmo Marconi" – Alma Mater Studiorum University of Bologna

⁵Department of Physics and Astronomy – Alma Mater Studiorum University of Bologna

Email: erica.doimo@studio.unibo.it

Abstract

This study aims to assess the impacts of three waste management scenarios, two representing internal recycling and one landfill disposal of ceramic powders generated by tiles edge-grinding in ceramic tile production processes. In eight out of nine environmental categories examined through Life Cycle Assessment (LCA) methodology, results show that the two recycling scenarios have impacts at least one order of magnitude smaller than the disposal scenario, confirming the effectiveness of the circular economy approach. An additional Risk Assessment (RA) analysis is carried out through WinDimula 3.0 model applied to recycling scenarios to measure and compare the dispersed powder impacts on human health. The combined use of site-generic (LCA) and site-specific (RA) assessment methods allows analysed system knowledge to increase towards a more complete and holistic evaluation of critical environmental issues.

1. Introduction

In recent years Italian industries are showing a growing interest towards the use of Life Cycle Assessment (LCA) methodology as a decision support tool to improve the environmental performance of their own production processes. This trend has been induced by increasingly pressing market needs due to a greater sensitivity among consumers over environmental issues. In addition, the European Commission's Circular Economy Package (EC, 2015), supported by a set of measures promoted at national and regional level, has involved many manufacturers of different industrial sectors in a virtuous process towards innovation and sustainable production, also aligning their waste management to the principles of reduction, reuse, recycling and recovery.

The Italian ceramic industry is one of the leading sectors of made in Italy and is highly aware of environmental sustainability issues. In 2016, the Environmental Product Declaration (EPD) for Italian ceramic tiles was developed with the aim of providing clear and comparable information regarding the environmental performance of this industry (Confindustria Ceramica, 2016). In 2019, Confindustria Ceramica clarified the sector's position with respect to the 17 new UN Sustainable Development Goals (SDGs) by publishing a Report devoted specifically to the characteristics of the Italian ceramic industry (Ceramica.info, 2019). In the past years, several LCA studies about ceramic industry processes have been carried out. Most of them consider the impacts associated with the entire life cycle ("cradle-to-grave" approach), focusing on either a specific type of ceramic tile (Ibáñez-Forés et al., 2011; Pini et al., 2014), or the comparison between different products (Nicoletti et al., 2002; Almeida et al., 2016; Ros-Dosdá et al., 2018) or the assessment of environmental, economic and social sustainability of the whole sector (Blundo et al., 2019). In almost all these studies, the life cycle phase with the highest environmental burden is the tile's manufacturing, in particular the preparation of the slurries and the firing stages. Energy production processes generally have a great influence on most of the impact categories considered.

This LCA study is part of a business innovation project promoted by an Italian ceramic company. Its aim is to quantify the Carbon Footprint and the impact on other relevant environmental topics caused by specific stages in the production process of porcelain stoneware tiles, before and after project implementation (*ante-operam* and *post-operam* scenarios). In order to promote a more complete environmental impacts evaluation, the study includes also a Risk Assessment (RA) analysis, investigating the local effects of ceramic powders emission into the atmosphere through the Gaussian plume model "WinDimula 3.0", developed by ENEA (Italian National Agency for New Technologies, Energy and Sustainable Economic Development) and the company Maind S.r.l.. The use of the two different types of impact assessment tools allows for a scenarios' comparison both from a site-generic point of view (LCA) and a site-specific one (RA).

2. Materials and methods

2.1 Case study and scenarios description

The aim of the company's project focuses on the development of a new edge-grinding powders management system. Edge-grinding is the tile squaring and finishing mechanical process, implemented through dedicated machinery, after firing and cutting in selected formats. The edge-grinding process creates a pulverulent material, characterized by grain size generally between 1 µm and 400 µm. These powders can be treated either as waste or as by-product (Confindustria Ceramica, 2017). Three scenarios have been analysed.

The *ante-operam* scenario concerns the recovery of the edge-grinding powders through a "wet" method, their mixing with mechanical shovels in dedicated boxes and their transport via conveyor belt to wet mills for the raw materials grinding, upstream of the porcelain stoneware tiles' production.

In the *post-operam* scenario, the above described “wet” method is used just for a small percentage of the edge-grinding powders (5%). The great majority of powders (95%) is loaded as it is through pneumatic transport in fixed silos, and then directly transported via a conveyor belt inside wet mills. In this way, the powders mixing with mechanical shovels and their subsequent dispersion in the atmosphere, causing the material loss and potential problems related to the possible inhalation by workers, is substantially reduced.

At last, the *disposal* scenario is also considered in order to compare the impacts related to the two recycling scenarios with those related to a disposal one. The disposal in inert waste landfill was the powders management once operated by the company, and it is still permitted by Italian legislation. In this scenario, the powders are loaded via pneumatic transport inside mobile silos and then transported to the inert waste landfill by dedicated trucks.

2.2 Application of the LCA methodology

LCA is a standardized, operational, multi-criteria international tool for assessing environmental impacts within the entire life cycle of a product or service, in order to promote environmental improvement and avoid burden shifting. An LCA comparison of the three above mentioned management options of ceramic edge-grinding powders is described below. The attributional LCA approach is adopted.

LCA system boundaries include the treatment processes of the powders from their suction after the edge-grinding stage to their loading into the wet mills (if recycled as a secondary raw material in “ante-operam” and “post-operam” scenarios) or to their inert waste landfill disposal (if managed as waste in disposal scenario).

This study considers only the environmental impacts related to the management operations and not those related to the whole life cycle of the powders. For this reason, both impacts of powders generation and those caused by the production of the tiles are not included within the system boundaries. However, in order to make a comparison on the same functional unit, in the disposal scenario system boundaries expansion is applied to include the extraction of raw materials necessary to replace the non-recycled powders. This is also applied in the recycling scenarios to replace the percentage of powders dispersed into the atmosphere.

The system function is the management of the powders generated during edge-grinding. The selected functional unit is 1 tonne of edge-grinding powders.

2.2.1 Inventory data, calculation software and database

This study is based both on primary data provided directly by the ceramic company from field measurements, internal databases and technical specification, and on secondary data from Ecoinvent 3.4 database (Ecoinvent Centre, 2017; <www.ecoinvent.org/database/database.html>). Primary data

refer to the years 2018 and 2019. The software used is openLCA v. 1.7 (GreenDelta, 2017; <www.openlca.org>).

2.2.1 Life Cycle Impact Assessment

Life Cycle Impact Assessment is carried out using the characterization methods recommended by ILCD Handbook (EC-JRC, 2011), considering the following impact categories: 100-years climate change (GWP) excluded biogenic CO₂, ozone depletion (OD), acidification (AC), photochemical ozone formation (POF), freshwater eutrophication (EuF), marine eutrophication (EuM), particulate matter (PM), and water depletion (WD). Cumulative energy demand (CED) is calculated too.

2.3 Application of WinDimula 3.0 model

WinDimula 3.0 is a gaussian plume model (Hanna et al., 1982) that allows to calculate the concentrations and soil depositions of airborne non-reactive pollutants emitted from different types of sources in correspondence of computing domain receptors. The use of this kind of simulation models is significant for the identification of environmental protection effective strategies, as an important complement to traditional air quality monitoring techniques. In fact, these Risk Assessment tools help to recognize the correlations between the causes of pollution (emissions) and the effects (concentration of pollutants in the atmosphere) (Righi et al., 2009).

The WinDimula model is applied in Short Term mode for a full representative year, in order to compare the concentration in the atmosphere of the edge-grinding powders generated in ante-operam and post-operam scenarios. According to the Ceramic Centre of Bologna (personal communication), the most critical substance in fired ceramic powders is respirable crystalline silica, declared carcinogenic by the EU Directive 2398/2017 (European Union, 2017). Therefore, in this study, respirable crystalline silica is considered as index substance for the health risk assessment related to the analyzed processes. Since the dispersion and the subsequent deposition of the powders occur mostly within the plant area, the obtained concentration of the powders respirable fraction is compared with the Occupational Exposure Limit Value (OELV). For the comparison, respirable crystalline silica Threshold Limit Value - Time Weighted Average (TLV-TWA) of American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH) is taken into account (0.025 mg/m³). In the model, powder emission (D₅₀= 21.4 μm), is treated, conservatively, as a PM₁₀ emission, with a sedimentation rate of 0.15 m/s. As regards meteorological data, 8763 average hourly meteorological records referring to a time span of one year (2016) are considered as representative of the weather conditions in the production plants area.

Finally, to obtain a significant graphical visualization of the results to be compared with the OELV, a 100 m*100 m calculation's grid is used.

3. Results

3.1 LCA results

LCA results (see Table 1, Figure 1 and Figure 2) show that for all considered impact categories excluding PM, the inert waste landfill disposal scenario has the highest environmental burden, with impact score values of at least one order of magnitude higher than the two recycling scenarios. In particular, the reduction of environmental impacts from disposal to recycling scenarios is largely due to the use of edge-grinding powders as secondary raw material, avoiding primary raw materials extraction, processing and transport operations. Usually, the highest contribution comes from fossil fuel energy consumption during raw materials production, consistently with results reported in scientific literature.

Table 1 - LCIA results for disposal, ante-operam and post-operam scenarios

<i>Impact category</i>	<i>Unit</i>	<i>Disposal scenario</i>	<i>Ante-operam scenario</i>	<i>Post-operam scenario</i>
AC	mole H ⁺ eq.	5.5E-01	4.8E-02	2.4E-02
GWP	kg CO ₂ eq.	9.2E+01	1.2E+01	7.8E+00
EuF	kg P eq.	3.1E-02	2.2E-03	7.7E-04
EuM	kg N eq.	1.2E-01	1.0E-02	5.7E-03
OD	kg CFC-11 eq.	1.4E-05	1.6E-06	9.2E-07
PM	kg PM _{2,5} eq.	6.8E-02	2.9E+00	1.4E-01
POF	kg NMVOC eq.	3.6E-01	3.0E-02	1.7E-02
WD	m ³ eq.	2.2E+01	1.2E+00	1.6E-01
CED	MJ	1.6E+03	2.1E+02	1.4E+02

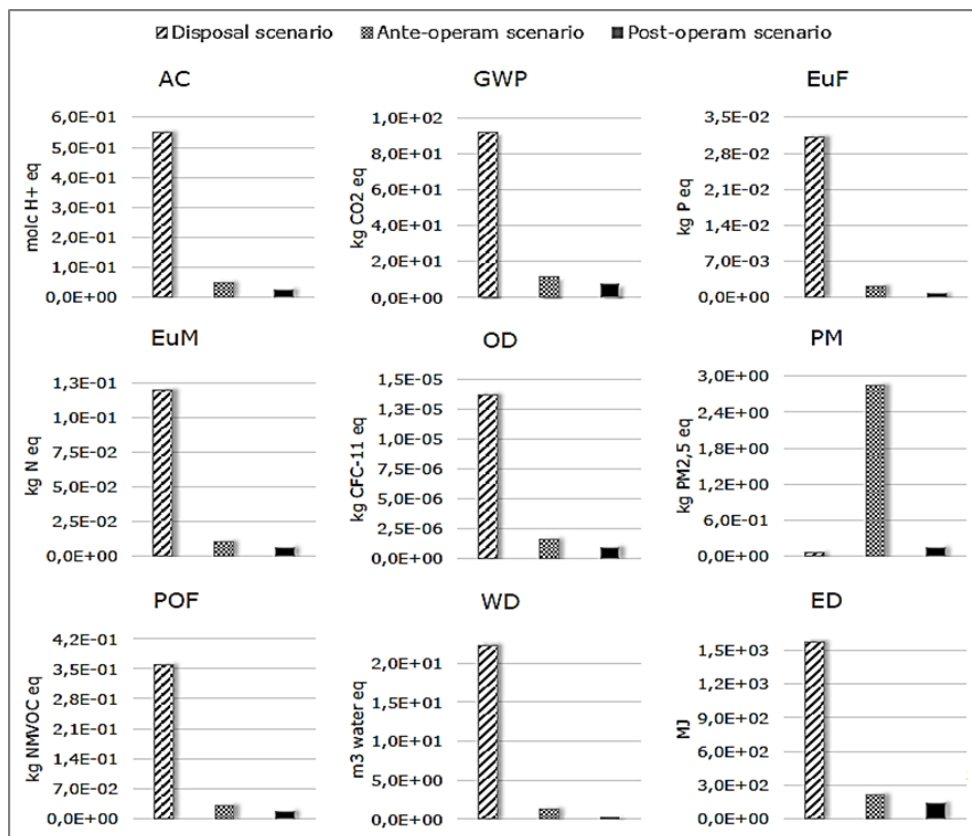


Figure 1 - Graphical representation of the LCIA results for the analysed scenarios and impact categories

The results of PM impact category substantially differ from this trend. In this category, ante-operam scenario shows the highest impacts, also compared to the disposal scenario. Impacts are mainly due to the handling operated by mechanical shovels, with subsequent dispersion into the atmosphere of an estimated 5% of the pulverulent material managed at this stage. In post-operam scenario, the implemented plant improvements allow for the management of most of the powders inside closed systems, so to avoid dispersion. In disposal scenario, no powders are emitted into the atmosphere within the company's boundaries, since the material is loaded by pneumatic transport directly into mobile silos; however, in this scenario there are emissions related to the transport and landfill management processes, taken into consideration in the relative datasets.

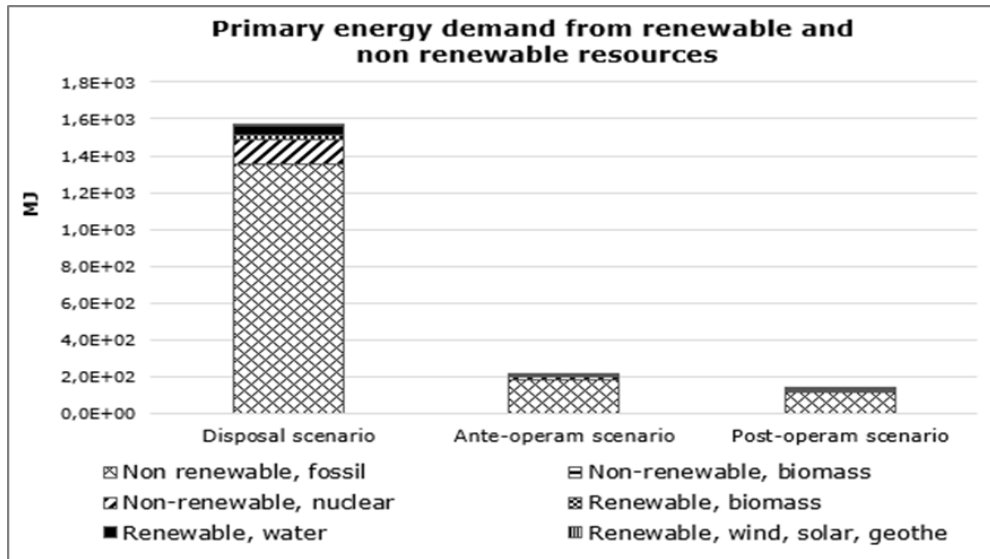


Figure 2 – Primary energy demand from renewable and non-renewable resources impact category; results for disposal, ante-operam and post-operam scenarios

Considering the obtained results, a sensitivity analysis is carried out on the edge-grinding powders' emission into the atmosphere, in relation to PM impact category. A linear correlation between the amount of dispersed powders and the indicator value is found: for example, by reducing of 20% the considered amount of dispersed powders (i.e. reducing from 5% to 4% of the total managed amount), the impact decreases by 20.7%. The data is therefore sensitive, meaning that a small change of the value assigned to the dispersed powder results in a wide variation of the impact result. For a better estimate of the impacts related to PM emissions, a more precise evaluation of the ratio of dispersed powders is recommended.

To compare and understand local effects of the powder emission in ante-operam and post-operam scenarios, WinDimula 3.0 model is also applied in this study.

3.2 WinDimula model results

Results are shown in Figure 3. In the ante-operam scenario, respirable crystalline silica TLV-TWA is exceeded in an area up to 50 metres from the emission source. In the remaining part of the grid, the threshold value is not exceeded. In the post-operam scenario, exceedances occur in limited and restricted areas within the first 10 metres from the source. Based on these results, plant improvements in the post-operam scenario allow for a 95% reduction in the powders atmospheric concentration.

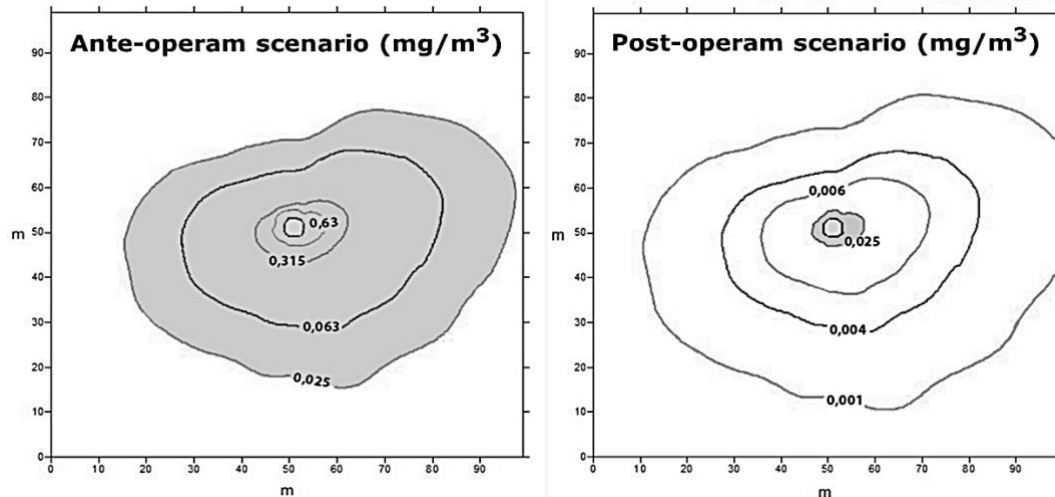


Figure 3 – Respirable fraction concentration isolines: ante-operam and post-operam scenarios (in the centre, the schematic representation of the areal source considered by the model)

It is important to note that the study is carried out with a conservative approach, considering both all the powders emission as PM10 and the respirable fraction entirely composed of crystalline silica. In addition, the amount of dispersed powder is estimated and not measured; the sensitivity analysis carried out (although on a different indicator based on a different model), shows that the impact may vary considerably with the input fluctuation. Finally, the fact that the source area has a size comparable to that of the grid's unit, the concentrations estimated by WinDimula near the source, which are the most affected by software's approximations, may present significant approximation errors. For all these reasons, the calculated dispersion curve of hazardous or carcinogenic substances concentration, such as crystalline silica with very low TLV-TWA limit, should be confirmed by ad hoc sampling and analysis, which are beyond the scope of this study.

Anyway, the difference in exposure risk between the two scenarios is significant, showing that the risk to workers' health is reduced by the proposed innovation project improvements.

4. Conclusions and recommendations

This analysis, in addition to increase producer awareness of the sustainability concept, confirms the effectiveness of the circular economy approach promoted by the European Union for the ceramic tiles sector, showing that the recycling of edge-grinding powders as a secondary raw material results in a reduction of the environmental impacts. The internal recycling and the prevention of powder loss and dispersion into the atmosphere also allow environmental burdens not to be shifted from one impact category to another. The use of a site-specific tool like WinDimula 3.0 allows for increasing the knowledge of the specific process impacts and identifying critical points not identifiable with a large-scale point of

view, demonstrating the importance of a complementary use of assessment methods. A more complete and holistic vision of the systems complexity can orient in more conscious and correct ways the choices to be made for environmentally sound improvements and a truly sustainable development.

5. References

Almeida, MI, Dias, AC, Demertzi, M, Arroja, L, 2016. Environmental profile of ceramic tiles and their potential for improvement. *J Clean Prod.* 131, 583–593.

Blundo, SD, García-Muiña, FE, Pini, M, Volpi, L, Siligardi, C, Ferrari, AM, 2019. Sustainability as source of competitive advantages in mature sectors: The case of Ceramic District of Sassuolo (Italy). *Smart Sustain Built Environ.* 8, 53-79.

Ceramica.info, 2019. The Italian ceramic industry embraces CSR and UN Global Goals. <<https://www.ceramica.info/categoria-cer/editoriali-commenti/>>

Confindustria Ceramica, 2016. Environmental Product Declaration (EPD). Viewed 7 Aug 2019, <www.confindustriaceramica.it/site/home/eventi/documento4981.html>

Confindustria Ceramica, 2017. L'individuazione dei sottoprodotti nelle imprese ceramiche. Viewed 23 Oct 2019, <www.senato.it/application/xmanager/projects/leg17/attachments/documento_evento_procedura_commissione/files/000/005/061/documentazione_Gruppo_Concorde.pdf>

EC-JRC, 2011. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European Context, 1st ed. European Commission, Joint Research Centre.

ENEAMaind S.r.l., Manuale d'uso – MMS WinDimula 3.0. Viewed 1 Nov 2019, <www.maind.it/document/Manuale_WD3.pdf>

European Commission (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.

European Union (EU), 2017. Directive 2017/2398 of the European Parliament and of the Council of 12 December 2017 amending Directive 2004/37/EC on the protection of workers from the risks related to exposure to carcinogens or mutagens at work.

Hanna, SR, Briggs, GA, Hosker, RP, 1982. Handbook on Atmospheric Diffusion of Energy. Technical Information Center U. S Department of Energy. J.S. Smith Ed.

Ibáñez-Forés, V, Bovea, M-D, Simó, A, 2011. Life cycle assessment of ceramic tiles. Environmental and statistical analysis. *Int J Life Cycle Assess.* 16, 916–928.

Nicoletti, GM, Notarnicola, B, Tassielli, G, 2002. Comparative life cycle assessment of flooring materials: ceramic versus marble tiles. *J Clean Prod.* 10, 283–296.

Pini, M, Ferrari, AM, Gamberini, R, Neri, P, Rimini, B, 2014. Life cycle assessment of a large, thin ceramic tile with advantageous technological properties. *Int J Life Cycle Assess* 19,1567–1580.

Righi, S, Lucialli, P, Pollini, E, 2009. Statistical and diagnostic evaluation of the ADMS-Urban model compared with an urban air quality monitoring network. *Atmos Environ*. 43, 3850–3857.

Ros-Dosdá, T, Celades, I, Monfort, E, Fullana-i-Palmer, P, 2018. Environmental profile of Spanish porcelain stoneware tiles. *Int J Life Cycle Assess*. 23, 1562–1580.

How can Life Cycle Assessment contribute to circular economy transition: hints from sustainability transition research

Monia Niero¹

¹Aalborg University Copenhagen, Department of Planning,
“Sustainable Design and Transition” research group

Email: monian@plan.aau.dk

Abstract

Life Cycle Assessment (LCA) is a key decision support tool for the transition to a circular economy (CE). In this paper I discuss what LCA can learn from the sustainability transition research field with regard to promoting design for systemic change and working to change consumer behaviour and lifestyles. First, the research field of sustainability transition is introduced, then one of the key challenges that a transition to a CE should address is presented, i.e. CE rebounds. Further, the role of LCA in the context of the Circular Economy Action Plans (EC, 2015; EC, 2020) is discussed. Later, the opportunities and limitations of LCA in the transition to CE are outlined, with a focus on circular design and consumption. Finally the main conclusions are drawn on the role of LCA and LCT based tools towards such transition.

1. Introduction

The transition to a more circular economy (CE) has become a key issue for government and business. The European Union released on 11 March 2020 the new Circular Economy Action Plan (CEAP) with the ambition of “*scaling up the circular economy from front-runners to the mainstream economic players*” to make “*a decisive contribution to achieving climate neutrality by 2050 and decoupling economic growth from resource use, while ensuring the long-term competitiveness of the EU and leaving no one behind*” (EC, 2020, p. 2). The CEAP provides a future-oriented agenda for achieving a cleaner and more competitive Europe and stresses the importance of co-creation with economic actors, consumers, citizens and civil society organisations.

Despite the increasing trend in CE research and practice, there is no consensus on how CE should be defined. Blomsma and Brennan (2017) use the term “umbrella concept” to describe CE, as “*an emergent framing around waste and resource management that aims to offer an alternative to prevalent linear take-make-dispose practices by promoting the notion of waste and resource cycling*”. According to Bocken et al. (2016), the core of the CE concept refers to three activities: closing loops (recycling), narrowing loops (increasing resource efficiency) and slowing loops (extending product life). According to Kirchherr et al. (2017) only 12% of CE definitions refer to sustainable development, therefore CE activities are not by default sustainable, i.e. combining economic, environmental and social value. Moreover, the CE concept is also subject to critique, e.g. Korhonen et al., (2018) related to thermodynamic limits; spatial and

temporal system boundary limitations; the limits posed by the physical scale of the economy (i.e. rebound effect, Jevon's paradox, boomerang effect); limits posed by path-dependency and lock-in; and by intra-organizational vs inter-organizational strategies and management and by the definition of physical flows. In particular, the issue of rebound effect (RE) is critical in the CE debate. RE are effects following the energy efficiency improvement of a technological system: energy consumption does not decrease as much as what is expected from an engineering model and economic and behavioral responses (e.g., saved income, reduced costs, increased demand) to the use of a more efficient technology are used to explain the fact that the energy savings are lower than the forecast (Wallenborn, 2018). Zink and Geyer (2017) introduced the term “CE rebound” to refer to situations when CE activities occur, which have lower per-unit-production impacts, also cause increased levels of production, reducing their environmental benefit.

In literature, the number of studies addressing RE in the CE context is limited. From a quantitative methodological perspective, RE have been addressed by Life Cycle Assessment (LCA) (e.g. Font Vivanco and van der Voet, 2014) by means of behavioral science (Polizzi di Sorrentino et al., 2016) or economic modelling (Thiesen et al., 2008). In the CE context, LCA has a key role in addressing two of the requirements for a CE strategy to lead to absolute resource decoupling, i.e. ensure net resource reduction and avoid burden shifting between life cycle stages, but not the third one, i.e. mitigate RE (Kjaer et al., 2019). Moreover, important as quantitative assessments may be, the transition from a linear to a CE requires addressing not only the technological challenges connected with eco-efficiency, but also changes in products and the way they meet societal demand (EEA, 2017). Doing so requires analytical approaches that goes beyond the scope of what LCA methodology offer. Quantitative indicators need to be complemented by qualitative assessments, and put in the context of the system being monitored (EEA, 2017). In Niero et al (2021) we argue that the ability of LCA to address unintended side effects (including RE) from CE initiatives is limited, as LCA can model how different product systems interact with each other, but without attending to the sociotechnical dynamics taking place within and across different life cycle phases. The transition to a functioning CE regime indeed requires a systemic multi-level change, including technological innovation, new business models, and stakeholder collaboration (Witjes and Lozano, 2016). The European Environment Agency (EEA), as part of its series of activities around the CE started in 2014, published in October 2019 a report titled “*Paving the way for a circular economy: insights on status and potentials*” (EEA, 2019), aiming at take stock of the insights gained and highlight issues needing further attention. The report focuses on the information available on material cycles, enablers of the transition to a CE and dedicated policy measures. The emergence of the CE concept can be understood as part of a broader shift in research and policy that emphasises the need to transform the economic system, meaning fundamental reconfiguration of production and consumption systems (EEA, 2019). Drawing on insights from research on sustainability transitions, a number of priority areas in which innovation is needed and policy interventions could

stimulate the transition to a CE are explored (EEA, 2019, chapter 3). Three main areas are discussed: i) promoting design for systemic change ii) working to change consumer behaviour and lifestyles and iii) acting on economic incentives.

This article discusses the role that LCA can play to support the transition to a CE, specifically with regard to promoting design for systemic change and working to change consumer behaviour and lifestyles. First, the research field of sustainability transition is briefly introduced (section 2). In section 3, an overview of CE rebound is provided. In section 4 the role of LCA in the context of the CEAP (EC, 2015; EC, 2020) is discussed. In section 5 the opportunities and limitations of LCA in the transition to CE are outlined, with a focus on circular design (section 5.1) and consumption (section 5.2). Finally the main conclusions are drawn, as well as future research perspectives (section 6).

2. What is sustainability transition?

The transdisciplinary research field of “sustainability transition” developed in the 90ties, with central aim to conceptualize and explain how radical changes can occur in the way societal functions are fulfilled (Markhard et al. 2012). The unit of analysis of sustainability transitions research is primarily situated at the ‘meso’-level of socio-technical systems (Köhler et al, 2019). *Socio-technical systems are sectors such as energy supply, water supply, or transportation, which consists of (networks of) actors (individuals, firms, and other organizations, collective actors) and institutions (societal and technical norms, regulations, standards of good practice), as well as material artifacts and knowledge.* (Markhard et al. 2012, p.956). In addition to the technological dimension, socio-technical transitions include also changes in user practices and institutional (e.g. regulatory and cultural) structures.

Sustainability transitions are long-term, multi-dimensional, and fundamental transformation processes through which established socio-technical systems shift to more sustainable modes of production and consumption (Markhard et al. 2012). The underlying motivation for research on sustainability transitions is the recognition that many environmental problems, such as climate change, loss of biodiversity and resource depletion comprise grand societal challenges. These problems cannot be addressed by incremental improvements and technological fixes, but require radical shifts to new kinds of socio-technical systems (Köhler et al, 2019). The focus of research on sustainability transitions is broader and more inter-disciplinary than many other sustainability approaches, such as industrial ecology, eco-innovation or environmental economics, which tend to focus on single dimensions or particular social groups, have a relatively short-term orientation, fail to acknowledge the systemic dimension (Köhler et al, 2019). Understanding the transition to a CE thus requires addressing how different actors, institutions, material artefacts and knowledge interact in order to reach a systemic transformation through the implementation of CE initiatives both in production and consumption systems.

3. Circular Economy Rebound Effects

The RE is also an “umbrella term”, referring to situations in which efficiency improvements give rise to counteracting effects so the improvements are reduced or even reversed (Sonnberger and Gross, 2018). Since the seminal work of Stanley Jevons (“The Coal Question”) in 1865, the “problem” of the RE has populated energy policy debates, challenging the consensus that improved energy efficiency will reduce energy use and carbon emissions and mitigate resource depletion. The issue of rebound indeed plays a key role from a policy perspective (Font Vivanco et al., 2018). However, only few studies have explicitly addressed policy-induced RE (Gillingham, 2016), with the majority of rebound studies focusing on “exogenous” technical changes that occur regardless of policy intervention, i.e. as the implementation of a decision, such as a directive or a standard, which will ultimately lead to any sort of technical change, and which are typically modelled as an arbitrary overall percentage improvement in energy efficiency (Font Vivanco et al., 2018). When studying policy-induced RE, the scope of analysis is generally consistent with that of the given policy, namely at the national or international level, and a set of associated “endogenous” technical changes that occur in response to policy, e.g. the number of units sold of a new technology due to a policy intervention are explicitly considered. Based on the review of studies that have addressed policy-induced RE performed by Font Vivanco et al. (2018), it can be concluded that RE have been extensively studied for energy and related emissions, but less so for other key resources such as materials, water, land, and waste. In addition, REs are generally treated in isolation, and much is ignored about the interlinkages between resource-specific rebounds (e.g., energy and material rebound), which are relevant in a CE context. Figge and Thorpe (2019) point out the fallacies of policy measures and management decisions that by focusing on the desired primary effects, ignore the opportunity costs of their measures and decisions. They argue that not every decision that leads to an immediate higher circularity directly will also lead to more circularity overall, and only policy measures and management decisions that at least earn their opportunity cost can result in a higher circularity. Understanding how RE can affect the success (or not) of CE initiatives is key to develop CE policy measures that aim to sustainability transitions.

4. Role of LCA in the Circular Economy Action Plans

a. First EU Circular Economy Action Plan (2015)

The first CEAP released in 2015 (EC, 2015) emphasized that the value of products, materials and resources should be maintained in the economy for as long as possible, and the generation of waste minimised. The proposed actions were aimed at supporting the CE in each step of the value chain and four key areas were identified: i) production, ii) consumption, iii) waste management and iv) the market for secondary raw materials. Five priority sectors were identified: plastics, food waste, critical raw materials, construction and demolition, biomass and bio-based products. High priority was given to the packaging sector and to packaging waste management. Packaging indeed is directly or indirectly involved

in three of the five above mentioned priority areas: plastics, bio-based products, food waste. The proposed ban of single-use plastics by 2021 (EC, 2018) could favor use of bulk products and reuse practices or biodegradable materials. According to the study of Dilkes-Hoffman et al. (2018), food packaging design needs to focus on the reduction of food waste (e.g. focus on high barrier properties), even if a biodegradable material is used. Moreover, a biodegradable packaging could provide greenhouse gases benefits through increasing the amount of food waste available for biological processing (e.g. anaerobic digestion with subsequent biogas processing). However, these measures will be effective in reducing pressures on environment only if such alternatives are better from environmental point of view. LCA, even if not explicitly mentioned in the CEAP (2015), provide the needed decision support by allowing to compare the potential environmental impacts of alternative solutions.

b. New EU Circular Economy Action Plan (2020)

LCA is explicitly mentioned in the New CEAP (EC, 2020) via the Product and Organisation Environment Footprint methods, which are part of the Sustainable Product Policy framework, both to design sustainable products and empowering consumers and public buyers. The CEAP released in 2020 identified 7 key product value chains: i) electronics and ICT, ii) batteries and vehicles, iii) packaging, iv) plastics, v) textiles, vi) construction and buildings, and vii) food, water and nutrients. Moreover, as part of the “monitoring process” the CEAP (2020) states that “*indicators on resource use, including consumption and material footprints to account for material consumption and environmental impacts associated to our production and consumption patterns will also be further developed and will be linked to monitoring and assessing the progress towards decoupling economic growth from resource use and its impacts in the EU and beyond.*” In this context the role of LCA indicators is thus reinforced.

5. Opportunities and limitations of LCA in the transition to a CE

a. Design for systemic change

Two main categories of CE strategies targeting the product’s end-of-life can be identified, which can also be combined: i) strategies aimed at *extending product lifetimes* through maintenance, repair or refurbishment; and ii) strategies aimed at *reusing* products, parts and materials through remanufacturing, harvesting parts and recycling (Bakker et al., 2014). All strategies require product cleaning and checking and their non-destructive disassembly or reassembly, whose feasibility highly depends on the product's design and configuration (EEA, 2019). In the CEAPs there are also actions aiming at promoting the use of recycled materials as a substitute of primary resources. Taking the example of packaging, the CE both offers new directions and supports what is current practice in the sector, e.g. in terms of preventing the production of packaging waste, and promoting the reuse, recycling and other forms of recovering of packaging waste, instead of its final disposal. In the context of the both CEAP, the Directive (EU) 2018/852 (European Commission, 2018) has identified a set of measures aiming

at: i) preventing the generation of packaging waste and minimising the environmental impact of packaging, e.g. through extended producer responsibility schemes; ii) increasing the share of reusable packaging put on the market and of systems to reuse packaging without compromising food safety, e.g. through deposit-return schemes; iii) meeting the specific recycling targets for each material. There is a strong push for increasing packaging recycling. However, the inherent properties of a material can be unfavourably affected by recycling processes, so leading to the so-called down-cycling phenomenon, which happens to different extent for all packaging materials (Rigamonti et al., 2018). This points to the need of favoring clean material cycles (EEA, 2019).

b. Changing consumer behaviour and lifestyles

With regard to consumer behavior, the literature mentions several aspects that could define consumption in a CE and that warrant further research: *anonymity*, because products no longer define the identity of consumers; *connectedness*, among consumers in communities and between consumers and companies; *multiplicity of values*, as consumption will still be defined not only by utility but also by emotional value; *political consumerism*, as dematerialised consumption is a form of political statement against mainstream consumption; and *uncertainty*, because the liquid nature of ownership in a circular economy creates trust and risk issues (Camacho-Otero et al., 2018). The use of LCA and behavioural science is encouraged (Polizzi di Sorrentino et al. 2016). However, the underlying assumption used in behavioural science, i.e. that consumer behaviour is based on rational decision making, is challenged by other types of analytical approaches which understand societal dynamics as inherently socio-technical and focus on the processes and practices through which dynamics might change (Niero et al. 2021). In Table 1 the main opportunities that the use of LCA can provide in the transition to a CE are summarized, as well as how sustainability transitions can support overcoming the limitations of LCA, with regard to two of the intervention areas identified by EEA (2019), i.e. design for systemic change and changing consumer behaviour.

Further research is needed to address the challenges that a transition to a CE poses, and experimentation in the combination of LCA with theoretical approaches from sustainability transition research is recommended (see Niero et al. 2021), in order to bridge the gap between CE theory and CE practice.

Table 1: Opportunities and limitations of LCA in addressing the transition to CE considering three intervention areas (circular by design, clean material cycles, changing consumer behaviour)

Intervention areas by EEA (2019)	LCA (opportunity)	How sustainability transition can support overcoming the limitation of LCA
Design for systemic change – circular by design	Predicting the potential environmental impacts of products and systems (see Niero et al. 2017)	Understanding how different actors in the value chain interact and the implications of changing design
Design for systemic change – clean material cycles	Taking into account materials' downgrading when modelling recycling (see Rigamonti et al. 2018)	Understand the implications of material processing and end-of-life treatment on the design activities
Changing consumer behaviour	Modelling the use phase taking into account consumer preferences (see Boesen et al. 2019)	Understanding the practices that are behind certain behaviours in terms of socio-technical systems

6. Conclusions

LCA and Life Cycle Thinking based tools can play a key role in the transition towards a CE, but they need to be complemented with other types of analytical approaches able to describe the challenges that socio-technical systems need to overcome in order to reach systemic transformation, particularly in terms of design for systemic change and changing consumer behaviour. The field of sustainability transitions can provide useful theories to improve the ability of LCA to support decision, both in policymaking and in the business sector.

7. Acknowledgments

I would like to thank my current and former colleagues, members of the “Sustainable Production and Consumption” research group within the “Sustainable Design and Transition” section, i.e. Chiara Farné Fratini, Charlotte L. Jensen, Susse Georg, Michael S. Jørgensen, Jens Dorland and Inge Røpke, for the fruitful and inspiring discussion on the topic and for having introduced me to the “sustainability transition” world.

8. References

Bakker, C, Wang, F, Huisman, J, den Hollander, M, 2014. Products that go round: exploring product life extension through design. *J. Clean. Prod.* 69, 10–16.

- Blomsma, F, Brennan, G, 2017. The emergence of circular economy: a new framing around prolonging resource productivity. *J. Ind. Ecol.* 21, 603–614.
- Bocken, NMP., de Pauw, I, Bakker, C, van der Grinten, B, 2016. Product design and business model strategies for a circular economy. *J. Ind. Prod. Eng.* 33, 308–320.
- Boesen, S, Bey, N, Niero, M, 2019. Environmental sustainability of liquid food packaging : Is there a gap between Danish consumers ' perception and learnings from life cycle assessment ? *J. Clean. Prod.* 210: 1193–1206.
- Camacho-Otero, J, Boks, C, Pettersen, .N, 2018. Consumption in the circular economy: A literature review. *Sustain.* 10.
- 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. Clean. Prod.* 180, 325–334.
- EC, 2015. 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.
- EC, 2018. Proposal for a Directive of the European Parliament and the Council on the reduction of the impact of certain plastic products on the environment. Brussels.
- EC, 2019. Directive (EU) 2019/904 of the European Parliament and the Council of 5 June 2019 on the reduction of the impact of certain plastic products on the environment.
- EC, 2020. Communication From The Commission To The European Parliament, The Council, The European Economic And Social Committee And The Committee Of The Regions A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe.
- EEA, 2017. Circular by design: Products in the circular economy, EEA Report No 6/2017.
- EEA, 2019. Paving the Way for a Circular Economy: insights on status and potentials. EEA report No11/2019.
- European Commission, 2018. DIRECTIVE (EU) 2018/852 OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 30 May 2018 amending Directive 94/62/EC on packaging and packaging waste. Brussels.
- Figge, F, Thorpe, AS, 2019. The symbiotic rebound effect in the circular economy. *Ecol. Econ.* 163, 61–69.
- Font Vivanco, D, Sala, S, McDowall, W, 2018. Roadmap to rebound: how to address rebound effects from resource efficiency policy. *Sustain.* 1–17.
- Font Vivanco, D, van der Voet, E, 2014. The rebound effect through industrial ecology's eyes: a review of LCA-based studies. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 1933–1947.

- Gillingham K, Rapson, D, Wagner, G, 2016. The Rebound Effect and Energy Efficiency Policy. *Rev. Environ. Econ. Policy* 10, 68–88.
- Kirchherr, J, Reike, D, Hekkert, M, 2017. Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resour. Conserv. Recycl.* 127, 221–232.
- Kjaer, L.L., Pigosso, D.C.A., Niero, M., Bech, N.M., Mcaloone, T.C., 2019. Product/Service-Systems for a Circular Economy: The Route to Decoupling Economic Growth from Resource Consumption? *J. Ind. Ecol.* 23(1), 22-35
- Korhonen, J, Honkasalo, A, Seppälä, J, 2018. Circular Economy: The Concept and its Limitations. *Ecol. Econ.* 143, 37–46.
- Köhler, J, Geels, FW, Kern, F, Markard, J, Onsongo, E, Wieczorek, A, Alkemade, F, Avelino, F, Bergek, A, Boons, F, Fünfschilling, L, Hess, D, Holtz, G, Hyysalo, S, Jenkins, K, Kivimaa, P, Martiskainen, M, McMeekin, A, Mühlemeier, MS, Nykvist, B, Pel, B, Raven, R, Rohrer, H, Sandén, B, Schot, J, Sovacool, B, Turnheim, B, Welch, D, Wellsu, P 2019. An agenda for sustainability transitions research: State of the art and future directions. *Environ. Innov. Soc. Trans.* 31 , 1-31.
- Markard, J, Raven, R, Truffer B 2012. Sustainability transitions: An emerging field of research and its prospects. *Research Policy* 41, 955– 967.
- Niero, M, Hauschild, MZ, Hoffmeyer, SB, Olsen SI, 2017. Combining Eco-Efficiency and Eco-Effectiveness for Continuous Loop Beverage Packaging Systems: Lessons from the Carlsberg Circular Community. *J.Ind. Ecol.* 21(3): 742–753.
- Niero, M, Jensen, CL, Farné Fratini, C, Dorland, J, Jørgensesn, MS, Georg, S, 2021. Is Life Cycle Assessment enough to address unintended side effects from Circular Economy initiatives? *J Ind. Ecol.* (doi.org/10.1111/jiec.13134) – in press
- Polizzi di Sorrentino, E, Woelbert, E, Sala, S, 2016. Consumers and their behavior: state of the art in behavioral science supporting use phase modeling in LCA and ecodesign. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 237–251.
- Rigamonti, L., Niero, M, Haupt, M, Grosso, M, Judl, J, 2018. Recycling processes and quality of secondary materials: Food for thought for waste-management-oriented life cycle assessment studies. *Waste Manag.* 76, 261–265.
- Sonnberger, M, Gross, M, 2018. Rebound Effects in Practice: An Invitation to Consider Rebound From a Practice Theory Perspective. *Ecol. Econ.* 154, 14–21.
- Thiesen, J, Christensen, TS, Kristensen, TG, Andersen RD, Brunoe B, Gregersen TK, Thrane, M, Weidema, BP, 2008. Rebound effects of price differences. *Int. J. Life Cycle Ass.* 13, 104–114.
- Witjes, S, Lozano, R, 2016. Towards a more Circular Economy: Proposing a framework linking sustainable public procurement and sustainable business models. *Resour. Conserv. Recycl.* 112, 37–44.
- Zink, T, Geyer, R, 2017. Circular Economy Rebound. *J. Ind. Ecol.* 21, 593–602

SESSIONE III - *Sostenibilità in Edilizia*

Life Cycle Assessment e monetizzazione degli impatti come strumenti di supporto alle politiche di circular economy nel settore edilizio

Serena Giorgi¹, Monica Lavagna¹, Andrea Campioli¹

¹Politecnico di Milano Dipartimento ABC

Email: serena.giorgi@polimi.it

Abstract

Il presente contributo si colloca all'interno del dibattito sulla valutazione della sostenibilità ambientale nelle strategie di economia circolare (riuso/riciclo). L'articolo mostra le politiche di alcuni Stati europei incentrate sulla promozione dell'utilizzo di strumenti Life Cycle al fine di incentivare la transizione verso un'economia circolare nel settore edilizio. L'articolo, a partire dall'analisi di alcune esperienze condotte in Europa nell'ambito dell'economia circolare, si focalizza su due esperienze in cui l'integrazione della metodologia Life Cycle Assessment con i metodi di monetizzazione degli impatti è stata sperimentata per facilitare la comunicazione dei risultati agli operatori e ai decisori, descrivendone punti di forza e criticità.

1. Introduzione

L'attuale modello economico, basato sulla produzione e il consumo di beni destinati alla dismissione a fine vita, è in discussione nell'ambito delle politiche Europee, che promuovono una transizione verso un'economia circolare che miri a ridurre il consumo delle risorse e la generazione di rifiuti (EU Commission, COM 398, 2014; COM 614, 2015). Il settore edilizio rappresenta uno dei settori-chiave per tale transizione, in quanto è il maggior responsabile per produzione di rifiuti e uno tra i maggiori per consumo di risorse (Eurostat, 2019).

Nonostante alcune ambiziose “roadmap” già pubblicate e in corso di definizione relative a diversi settori economici tra i quali quello edilizio (Salvatori et al., 2019), in generale numerose sono le barriere che si oppongono alla individuazione di strumenti normativi che consentano il raggiungimento degli ambiziosi obiettivi di economia circolare. Per quanto riguarda il settore edilizio, le strategie attuate nei vari Stati membri si focalizzano quasi esclusivamente sul tema del riciclo dei rifiuti da costruzione e demolizione affrontato per lo più secondo un approccio che prevede il *downcycling* degli scarti prodotti (Monier et al., 2017). Vengono promosse attività di recupero/riciclo sulla base della Waste Framework Directive 2008/98CE (WFD) che stabilisce il traguardo del recupero di almeno il 70% in peso dei rifiuti da costruzione e demolizione entro il 2020 (obiettivo che è già stato ampiamente raggiunto dalla maggior parte dei Paesi). Se da un lato la WFD rappresenta un'importante spinta verso la riduzione dei rifiuti, dall'altro essa evidenzia alcune criticità, soprattutto per quanto riguarda l'individuazione di soglie di riferimento basate sul peso dei rifiuti prodotti, indipendentemente dalla loro tipologia.

Altre strategie si basano sull'imposizione dell'uso di materiale riciclato nei materiali edilizi utilizzati per nuove opere pubbliche secondo percentuali prefissate. Ciò avviene in Italia attraverso i Criteri Ambientali Minimi (CAM), resi obbligatori per gli appalti pubblici dal D.Lgs n.50/2016. Tuttavia, dette percentuali risultano ancora poco ambiziose e le informazioni procedurali, in ambito pratico, suscitano ancora dubbi per l'applicazione degli stessi CAM.

Queste iniziative di incentivazione di processi economici circolari risultano eccentriche rispetto al principale obiettivo da raggiungere: quello della sostenibilità ambientale, economica e sociale. Esse infatti prescindono da una attenta considerazione e quantificazione degli impatti derivati, come dimostrano i numerosi studi a letteratura sull'argomento (Giorgi et al., 2017) e i molti esempi di strategie "circolari" evidenziate in diversi casi studio di edifici. Al contrario, l'economia circolare dovrebbe costituire una sorta di "win-win solution" che possa risultare vantaggiosa al contempo dal punto di vista ambientale, economico e sociale. In questa prospettiva, le metodologie e gli strumenti "Life Cycle" costituiscono un riferimento imprescindibile nella valutazione dell'effettiva sostenibilità dell'applicazione di strategie per la transizione al modello economico circolare. Per il settore edilizio, il *Life Cycle Assessment* (LCA, EN15978) il *Life Cycle Cost* (LCC, EN16627) e il *Social-Life Cycle Assessment* (S-LCA, EN16309) rappresentano sicuramente utili strumenti di supporto alle decisioni per la (ri)progettazione delle tecnologie costruttive e la (ri)organizzazione del processo edilizio.

In questo contesto, il paper descrive e analizza alcune best-practices, riferite all'utilizzo degli strumenti *Life Cycle* nelle politiche di economia circolare, emerse durante una fase di ricerca sul campo condotta nel 2019-2020 in alcuni Paesi nord-europei e basata su interviste dirette a *policy-makers* e *stakeholders* del settore edilizio.

2. Strumenti per la transazione verso un'economia circolare

L'utilizzo di strumenti *Life Cycle* per misurare la sostenibilità delle diverse strategie circolari è stato recentemente promosso con particolare decisione nell'ambito del lavoro svolto dalla ricerca europea BAMB (Building as Material Banks) che ha coinvolto quindici partners da 7 nazioni europee e una fitta rete di stakeholders.

Nell'ambito della ricerca è stato sviluppato uno strumento, attualmente in fase di convalida prima della diffusione commerciale – il "Circular Building Assessment" (CBA) - particolarmente mirato al ruolo chiave del progettista e dell'investitore. Si tratta di uno strumento che può essere utilizzato dai progettisti durante la fase decisionale per confrontare e quantificare l'efficacia di diverse alternative progettuali in tema di circolarità delle risorse, come il riferimento a tecnologie reversibili o il riuso di componenti. Per facilitare l'utilizzo dello strumento nella prassi degli studi professionali il CBA è in grado di interfacciarsi con il modello BIM dell'edificio, estraendone ed implementandone informazioni. Ciò è possibile in quanto entrambi gli strumenti si basano sul formato di riferimento di scambio file definito dalla ISO 16739. Il "Circular Building Assessment" collega la fase di

progettazione con la valutazione ambientale ed economica, usando le metodologie di valutazione del ciclo di vita LCA e del costo del ciclo di vita LCC. In questo modo, il progettista può essere supportato nella scelta tra diverse opzioni per migliorare il potenziale di riutilizzo e la capacità di trasformazione dell'edificio in tutte le fasi del ciclo di vita (progettazione, costruzione, manutenzione, ristrutturazione, fine vita).

Tuttavia, la sola strategia di promozione “*bottom-up*” degli strumenti *Life Cycle*, attraverso lo sviluppo e la diffusione di *tool user-friendly* per l'utilizzo da parte dei progettisti, è ancora poco efficace. Risultano, infatti, pochi i *designers* che introducono nel processo di progettazione una valutazione *Life Cycle* (Dalla Valle, 2019). Una efficacia maggiore sembrano invece mostrare le iniziative politiche orientate alla definizione di indicazioni legislative che impongono l'utilizzo di tale valutazione “*top-down*” (Giorgi, 2020).

3. Buone pratiche per le politiche europee

L'importanza dell'utilizzo degli strumenti *Life Cycle*, nell'ambito della transizione verso la circolarità, è evidenziata nei piani politici di alcuni Stati membri, come il Belgio, in particolare le Fiandre, e l'Olanda.

Il programma politico sull'economia circolare nel settore edilizio delle Fiandre prevede, tra i principali punti di azione, la riduzione degli impatti ambientali degli edifici partendo da una valutazione a monte delle potenzialità di riuso/riciclo dei materiali stoccati nell'ambiente costruito. Al fine di misurare le prestazioni ambientali degli edifici, dal 2014 è stato quindi promosso lo sviluppo di una metodologia condivisa di calcolo degli impatti (MMG) e, dal 2018, uno strumento semplificato destinato a progettisti, investitori e responsabili politici, chiamato TOTEM ovvero “*Tool to Optimise the Total Environmental impact of Materials*” basato sulla metodologia LCA (OVAM, 2018). Questo strumento è finalizzato a supportare gli architetti nella realizzazione di progetti che soddisfino requisiti ambientali; a valutare l'impatto ambientale degli elementi o degli edifici sulla base di un metodo scientifico e neutro (LCA combinato con un metodo di monetizzazione); a stimolare l'innovazione e incoraggiare la progettazione sostenibile. Esso è utile per confrontare soluzioni tradizionali e “circolari”, paragonando ad esempio l'utilizzo di materiali nuovi e riusati/riciclati definendo (e unificando) aspetti metodologici, come confini di sistema e allocazioni.

La metodologia MMG, che segue gli sviluppi della PEF (European Product Environmental Footprint), attinge le informazioni da un database Ecoinvent, armonizzato per comparazione al contesto belga, implementato da EPD nazionali e dispone di un repertorio di quasi 500 varianti di elementi costruttivi. La metodologia MMG considera i seguenti indicatori di impatto (CEN e CEN+): *Global warming potential (GWP)*, *Depletion potential of the stratospheric ozone layer (ODP)*, *Acidification potential of land and water (AP)*, *Eutrophication potential (EP)*, *Formation potential of tropospheric ozone photochemical oxidants (POCP)*, *Abiotic depletion potential for non fossil resources (ADPE)*, *Abiotic depletion potential for fossil resources (ADPF)*, *Human toxicity (HTP)*, *Particulate matter*, *Ionising radiation*, *Freshwater aquatic ecotoxicity (FAETP)*, *Water*

scarcity, Land use occupation (soil organic matter, biodiversity), Land use transformation (soil organic matter, biodiversity). Inoltre, il calcolo MMG adotta una metodologia di trasformazione dei valori di impatto ambientale in valore monetario.

In Olanda l'utilizzo dello strumento LCA è previsto mediante un decreto legislativo emanato nel 2012 (*Milieuprestatieberekening van gebouwen*, art. 5.8 e 5.9), che indica l'obbligatorietà di dichiarazione delle prestazioni ambientali degli edifici (MPG) per nuove abitazioni ed edifici per uffici con superficie maggiore di 100 m². La dichiarazione deve essere effettuata tramite l'analisi del ciclo di vita LCA, utilizzando i dati ambientali del "*National Environmental Database*" (NMD). Tale database è costituito da un database di EPD nazionali e da un database Ecoinvent, armonizzato al contesto olandese, per i prodotti privi di EPD.

Stichting Bouwkwiteit (SBK) (Institution for Construction Quality) ha sviluppato l'infrastruttura tecnica del database e ha il compito di ispezionare i dati immessi nel NMD.

Tale normativa riveste un ruolo cruciale per le politiche di economia circolare olandesi che mirano alla riduzione del 50% del consumo delle risorse entro il 2030 e del 100% entro il 2050, attraverso il raggiungimento di un'economia basata su un modello circolare "closed loop". L'obbligo della dichiarazione delle prestazioni ambientali degli edifici (MPG) costituisce una risposta agli effetti perversi innescati dall'applicazione della legge sul raggiungimento di un'alta prestazione energetica degli edifici (EPG), che ha portato ad un uso diffuso di materiali ad alte prestazioni aventi, in genere, elevati impatti ambientali durante l'intero ciclo di vita. Le azioni promosse dal governo olandese mirano pertanto a sollecitare una valutazione di sostenibilità ambientale basata sull'intero ciclo di vita dell'edificio richiedendo contemporaneamente una ottimizzazione delle prestazioni ambientali relative alle fasi di uso dell'edificio (con le misure previste nell'ambito dell'EPG) e delle prestazioni ambientali relative alle fasi di reperimento delle materie prime, costruzione, manutenzione, fine vita e trasporti (con le misure previste nell'ambito del MPG).

La valutazione delle prestazioni ambientali prevede i seguenti indicatori: *Abiotic depletion potential for non fossil resources (ADPE)*, *Abiotic depletion potential for fossil resources (ADPF)*, *Global warming potential (GWP)*, *Depletion potential of the stratospheric ozone layer (ODP)*, *Formation potential of tropospheric ozone photo-chemical oxidants (POCP)*, *Acidification potential of land and water (AP)*, *Eutrophication potential (EP)*, *Human toxicity (HTP)*, *Freshwater aquatic ecotoxicity (FAETP)*, *Marine aquatic ecotoxicity (MAETP)*, *Terrestrial ecotoxicity (TETP)*. Per supportare il calcolo sono stati sviluppati strumenti mirati, come GPR Gebouw, MRPI-MPG.

Come nel caso belga, l'analisi *Life Cycle* è accompagnata da una traduzione dei valori degli undici indicatori di impatto in un unico valore attraverso il metodo di monetizzazione. Il valore di ogni categoria di impatto ambientale viene moltiplicato per il relativo valore economico, detto "*shadow cost*": i valori di ogni categoria di impatto possono quindi essere sommati tra loro in un unico risultato pesato. Il "*shadow cost*" viene infine diviso per la vita utile dell'edificio e per la

superficie lorda pavimentata dell'edificio, ottenendo un valore “*shadow cost*” espresso in €/m² anno (Van Gemert, 2019).

Dopo una prima fase di applicazione sperimentale, dal primo gennaio 2018 è stato stabilito un valore limite massimo di impatto ambientale che deve essere rispettato. Inoltre, il governo sta studiando la possibilità di ampliare la portata del requisito a tutti gli edifici di nuova costruzione e in ristrutturazione/trasformazione e di completare il metodo di valutazione con ulteriori indicatori di costruzione circolare come lo smontaggio e la riparabilità.

4. Monetizzazione degli impatti ambientali

Come si è visto nelle due esperienze presentate, il metodo della monetizzazione degli impatti viene spesso adottato per pesare e semplificare i valori di impatto in un unico valore, al fine di facilitare la comunicazione a portatori di interesse e decisori.

Di seguito vengono analizzate le assunzioni relative al metodo di monetizzazione applicato per il calcolo MMG delle Fiandre e MPG dell'Olanda, approfondendo l'approccio nella definizione dei fattori di monetizzazione utilizzati per i diversi indicatori.

Esistono diversi metodi per procedere alla monetizzazione degli impatti (Pizzol et al., 2015). Nel caso del calcolo MMG e MPG il metodo utilizzato è quello che viene chiamato “*abatement cost method*” che riguarda la determinazione del costo potenziale per controbilanciare (o impedire) la variazione della disponibilità di un bene-non-di-mercato: in altre parole, viene attribuito un valore economico alle emissioni e ai danni corrispondente al costo delle misure (tecnologiche) che dovrebbero essere adottate per mitigare/abbattere/ridurre/evitare/ripristinare le emissioni e i danni, totalmente o in parte. Il metodo si basa su un concetto abbastanza intuitivo e può essere utilizzato per definire obiettivi politici anche se non mancano critiche dal punto di vista etico fondate sul presupposto che esistono dei valori non negoziabili e sul fraintendimento che questi metodi possano collegare un valore monetario, per esempio alla vita umana e la biodiversità, in termini assoluti (Pizzol et al., 2015).

In entrambi i casi presentati, i valori di caratterizzazione di ogni singolo indicatore ambientale vengono moltiplicati per un fattore di monetizzazione (ad es.: “x” kg di CO₂ equivalente per “y” €/kg di CO₂ equivalente). I fattori di monetizzazione MMG sono stati definiti da OVAM (Public Waste Agency of Flanders), sulla base di studi specifici a letteratura (Debacker et al., 2012), i valori di monetizzazione MPG sono invece definiti da SBK Building Quality Foundation (SBK, 2011). La tabella 1 mette a confronto i fattori di monetizzazione utilizzati dai modelli MMG (De Nocker et al., 2018) e MPG (Anink et al., 2015).

I valori MMG sono definiti secondo tre aree geografiche: Europa occidentale (riportati nella tabella 1), resto del Mondo e Fiandre e sono articolati in tre valori monetari per ciascun impatto: ‘*high*’, ‘*central*’ e ‘*low*’. Come descritto nel report prodotto da OVAM (De Nocker et al., 2018) le valutazioni monetarie degli impatti

MMG derivano da differenti metodi: il valore *'central'* per la maggior parte delle categorie di impatto si basa sull'approccio di costo del danno (per la categoria *Global warming* si basa sui costi di prevenzione e non sui costi dei danni, in quanto questi ultimi sarebbero altamente incerti); i valori *'high'* e *'low'* tengono conto dell'incertezza e delle informazioni provenienti da altre fonti e metodi, incluso quello basato sui costi di prevenzione. Diversamente, le valutazioni monetarie degli impatti MPG, si basano esclusivamente sui costi di prevenzione.

categoria di impatto	unità equivalente	fattori di monetizzazione [€/kg unità equivalente]				MPG Fonte: Anink et al. 2015
		MMG (Western Europe) Fonte: De Nocker et al. 2018				
		central	low	high		
Abiotic depletion potential for non-fossil resources (ADPE)	kgSb eq	1,56	0	6,23	0,16	
Abiotic depletion potential for fossil resources (ADPF)	kgSb eq	--	--	--	0,16	
	MJ, net caloric value	0	0	0.0065	--	
Global warming potential (GWP)	kgCO ₂ eq	0,05	0,025	0,10	0,05	
Depletion potential of the stratospheric ozone layer (ODP)	kgCFK-11 eq	49,10	25,00	100	30,00	
Formation potential of tropospheric ozone photochemical oxidants (POCP)	kgC ₂ H ₂ eq	0,48	0	6,60	2,00	
Acidification potential of land and water (AP)	kgSO ₂ eq	0,43	0,22	0,88	4,00	
Eutrophication potential (EP)	kg (PO ₄) ³⁻ eq	20,00	6,60	60,00	9,00	

categoria di impatto	unità equivalente	fattori di monetizzazione [€/kg unità equivalente]				MPG Fonte: Anink et al. 2015
		MMG (Western Europe) Fonte: De Nocker et al. 2018				
		central	low	high		
Human toxicity (HTP)	1,4-DCBeq	--	--	--	0,09	
	CTUh cancer effect ^{*a}	665,109	166,277	2660,43	--	
	CTUh non-cancer effect ^{*b}	144,081	28,816	720,407	--	
Freshwater aquatic ecotoxicity (FAETP)	1,4-DCBeq				0,03	
	CTUe ^{*c}	3,70E-05	7,39E-06	1,85E-04		
Marine aquatic ecotoxicity (MAETP)	1,4-DCBeq	--	--	--	0,0001	
Terrestrial ecotoxicity (TETP)	1,4-DCBeq	--	--	--	0,06	
Particulate matter	kgPM2.5	34,00	12,70	85,00	--	
Ionising radiation: human health effects	kg U235 eqv.	9,7E-04	3,2E-04	2,9E-03	--	
Water scarcity	m ³ water eqv.	0,067	0,022	0,200	--	
Land use occupation, soil organic matter	kg C deficit	1,4E-06	3,4E-07	0,6E-05	--	
Land use occupation, biodiversity	m ² a ^{*d}	0,30	0,07	2,35	--	
	m ² a (agricolture) ^{*e}	6,0E-03	1,5E-03	2,4E-02	--	
	m ² a ^{*e} (forestry)	2,2E-04	5,5E-05	8,8E-04	--	

categoria di impatto	unità equivalente	fattori di monetizzazione [€/kg unità equivalente]				MPG Fonte: Anink et al. 2015
		MMG (Western Europe) Fonte: De Nocker et al. 2018				
		central	low	high		
Land use transformation, soil organic matter	kg C deficit	1,4E-06	3,4E-07	0,6E-05	--	
Land use transformation, biodiversity	m ² *f	--	--	--	--	
	m ² *g	27,00	6,90	110,00	--	

Tabella 1: fattori di monetizzazione per categoria di impatto. Confronto MPG e MMG.

*a= The CTUh case = 1 cancer = 11.5 DALY.

*b=1 CTUh case = 1 non-cancer = 2.7 DALY.

*c=CTUe = comparative toxic unit for ecosystems.

*d=indicator of loss of ecosystem services for land use urban and industry.

*e=loss of ecosystem services for land use agriculture and forestry.

*f= transformation from urban land; transformation from agricultural land; transformation from forest, excl. rainforest.

*g=transformation from tropical rainforest: il valore si riferisce al "Rest of the World" che vengono assunti per i valori "Western Europe".

I fattori di monetizzazione variano in relazione a specifici obiettivi politici che possono essere di volta in volta orientati alla messa in atto di misure di prevenzione in differenti settori. Per esempio il fattore di monetizzazione applicato al *Global Warming Potential*, nei sistemi belga ed olandese, è molto vicino basandosi in entrambi i casi sull'analisi dei costi di prevenzione per limitare le emissioni di gas serra al livello limite globale di 2°C. Diversamente, il fattore di monetizzazione applicato all'acidificazione risulta molto più elevato nella valutazione MPG perché ad essa vengono attribuiti tutti i costi di prevenzione della riduzione delle emissioni di SO₂, mentre nella valutazione MMG i costi sono attribuiti in parte all'impatto di acidificazione e in parte agli impatti sulla salute dell'uomo.

5. Conclusione

La monetizzazione degli impatti ambientali è definita anche nella ISO 14008, che ne specifica il quadro metodologico. Tuttavia, a livello scientifico, essa è ancora molto discussa sia per gli aspetti metodologici e sia per le potenzialità di applicazione.

Secondo alcuni studiosi (Isacs et al., 2016; Pizzol et al., 2015) la valutazione monetaria ha un grande potenziale poiché la restituzione dei costi delle esternalità del consumo delle risorse, dei materiali e dei prodotti potrebbe creare un grande incentivo nell'attuazione di strategie sostenibili. Inoltre è un indicatore unico, comprensibile per tutti gli stakeholders, di estremo interesse, soprattutto nell'ambito dell'economia circolare dove la questione economica è al centro, e potrebbe costituire il punto di raccordo tra aspetti economici e aspetti ambientali.

Ma non mancano criticità. Innanzitutto, come si osserva dal confronto proposto, i valori attribuiti ai vari impatti nei metodi di monetizzazione sono ancora a volte discordanti, per cui occorre definire valori standardizzati al fine di evitare una possibilità di manipolazione dei risultati. In secondo luogo, la monetizzazione degli impatti ambientali, si basa su una prospettiva antropocentrica, che ha la pericolosa conseguenza di trasmettere l'idea che all'ambiente naturale e agli impatti su di esso possa essere sempre e comunque attribuito un valore monetario. Infatti, come chiaramente esplicitato nelle teorie di Robert Costanza (2014) riguardanti il valore economico dei servizi ecosistemici, occorre sempre tener presente che il denaro deve essere usato solo come denominatore comune per comunicare dei risultati alle persone, facendo attenzione a non trasmettere l'idea che i servizi ecosistemici abbiano un valore economico e quindi possano rientrare nelle dinamiche di mercato. In tal senso, occorre evitare il rischio che la monetizzazione degli impatti ambientali attivi dinamiche poco virtuose, come avviene ad esempio per i sistemi di *emissions trading* che provocano una "compravendita" di quote di emissioni e una rilocalizzazione delle emissioni di carbonio, per cui alcune aziende trasferiscono le attività di produzione in altri Paesi senza vincoli di emissione portando ad una quantità ancora maggiore di emissioni globali di gas serra. Occorre evitare il rischio che nell'immaginario collettivo si generi l'idea che le compensazioni economiche possano sempre adeguatamente far fronte e porre rimedio a livello globale agli impatti prodotti.

6. Bibliografia

Anink, D, Van Ewijk, H, Schuurmans, A, Nieman, H, Van Luijk, P, Levels-Vermeer, J, 2015. Bepaling van de milieuprestaties van gebouwen en gww-werken (MPG) Geactualiseerde versie.

Building as Material Banks, viewed 3 Mar 2020, < <https://www.bamb2020.eu> >

Costanza, R, De Groot, R, Sutton, P, Van Der Ploeg, S, Anderson, SJ, Kubiszewski, I, Farber, S, Turner, RK, 2014. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, vol.26, pp. 152–158.

- Dalla Valle, A, 2019. Environment – Driven Change Management in AEC firms. Life Cycle Perspective in Practice. Tesi di dottorato, Supervisors: A. Campioli, M. Lavagna. PhD XXXI Ciclo, Politecnico di Milano, ABC-PhD.
- De Nocker, L, Debacker, W, 2018. Annex: Monetisation of the MMG method (update 2017). OVAM.
- Debacker, W, Allacker, K, De Troyer, F, Janssen, A, Delem, L, Peeters, K, De Nocker, L, Spirinckx, C, Van Dessel, J, 2012. Milieugerelateerde Materiaalprestatie van Gebouwelementen, finaal rapport (Environmental Material Performance of Building Elements e Final Report). Public Waste Agency of Flanders (OVAM).
- Eurostat, 2019. Waste generation by economic activities and households, EU-28, 2016.
- Giorgi, S, Lavagna, M, Campioli, A, 2017. Economia circolare, gestione dei rifiuti e life cycle thinking: fondamenti, interpretazioni e analisi dello stato dell'arte. *Ingegneria dell'Ambiente*. 4/3, 263-276.
- Giorgi, S, 2020. Circular Economy and regeneration of the building stock. Policies improvement, strategic partnership and life cycle decision-making tools. Tesi di dottorato, Supervisors: M. Lavagna, A. Campioli. PhD XXXII Ciclo, Politecnico di Milano, ABC-PhD.
- Isacs, L, Goran, F, Dahllof, L, Håkansson, C, Petersson, L, Steen, B, Swanstrom, L, Wikstrom, A, 2016. Choosing a monetary value of greenhouse gases in assessment tools: A comprehensive review. *Journal of Cleaner Production*. 127, 37-48.
- Monier, V, et al., 2017. Resource Efficient Use of Mixed Wastes Improving management of construction and demolition waste. Final report.
- OVAM, 2018. Environmental profile of building elements, viewed 3 Mar 2020, < <https://www.totem-building.be> >
- Pizzol, M, Weidema, B, Brandao, M, Osset, P, 2015. Monetary valuation in Life Cycle Assessment: a review. *Journal of Cleaner Production*. 86, 170- 179.
- Salvatori, G, Holstein, F, Bohm, K, 2019. Circular economy strategies and roadmaps in Europe. Identifying synergies and the potential for cooperation and alliance building. European Economic and Social Committee.
- SBK, 2011. Bepalingsmethode Milieuprestatie Gebouwen en GWW-werken, Berekeningswijze voor het bepalen van de milieuprestatie van gebouwen en GWW-werken gedurende hun gehele levensduur, gebaseerd op de levenscyclusanalyse methode.
- Van Gemert, SMJ, 2019. MPG-ENVIE a BIM-based LCA application for embodied impact assessment during the early design stages. MASTER thesis of Eindhoven University of Technology.

L'analisi LCA a supporto della sostenibilità delle imprese: prodotti edilizi in laterizio

Francesca Thiebat¹, Corrado Carbonaro¹, Andrea Deidda¹, Jacopo Andreotti¹, Denis Faruku¹

Politecnico di Torino, Dipartimento di Architettura e Design

Email: francesca.thiebat@polito.it

Abstract

Capacità di innovare e prodotti ad alta sostenibilità ambientale saranno fondamentali per superare le difficoltà che stanno interessando il settore delle costruzioni negli ultimi anni.

Lo studio presentato in questo articolo rappresenta un esempio di come il Life Cycle Assessment costituisca uno strumento essenziale a supporto della valorizzazione delle risorse e delle filiere locali nel campo dell'edilizia sostenibile.

L'analisi condotta su alcuni prodotti edilizi in laterizio, ha portato a risultati interessanti sullo stato attuale: le aziende stanno infatti acquisendo una maggiore consapevolezza sia per quanto riguarda il miglioramento della filiera produttiva sia per quanto riguarda l'implementazione della competitività e la comunicazione degli aspetti ambientali rivolti all'utente finale.

1. Introduzione

In un clima di crisi del settore delle costruzioni, che prima della pandemia di COVID-19 2019-20 sembrava essere finalmente in ripresa, ma che inevitabilmente registrerà una battuta di arresto, sarà fondamentale la capacità di innovazione coerente con un mercato che privilegia la riqualificazione edilizia e i materiali ad elevata sostenibilità energetica e ambientale. La possibilità di mettere a confronto le performance ambientali dei prototipi e dei nuovi prodotti con un mercato competitivo e cangiante, attraverso l'uso del metodo *Life Cycle Assessment*, può rappresentare una strategia utile per individuare le strade da intraprendere per lo sviluppo industriale futuro.

Oggi la comunicazione di un prodotto deve evidenziare che l'azienda produce in un'ottica eco-friendly. Sistemi di certificazione ambientale di processo (es. EMAS) o di prodotto (Environmental Product Declaration) garantiscono, attraverso enti terzi, il risultato ambientale dichiarato.

Anche l'ambito della progettazione e della costruzione, oltre ad implementare strategie di marketing e d'impresa, deve rispondere ai requisiti cogenti previsti da leggi e decreti nazionali in recepimento di direttive europee, il cui obiettivo è massimizzare i risparmi energetici in fase d'uso, riducendo al contempo l'impatto ambientale, nell'intero ciclo di vita, di materiali e componenti. Nel documento "Verso un modello di economia circolare per l'Italia" del Ministero dell'Ambiente (Min. Amb., 2017), si evidenzia il ruolo strategico che riveste il settore dell'edilizia nello sviluppo di un'economia circolare, in cui l'uso efficiente e sostenibile delle

risorse e la valorizzazione dei rifiuti diventano il cardine per un modello di sviluppo non solo più economico, ma anche ambientale e sociale. Con la legge 221/2015 sono stati introdotti i requisiti ambientali minimi (CAM) che ogni stazione appaltante deve rispettare nell'acquisto di beni e servizi. Secondo i CAM è necessario che per un appalto pubblico siano premiati quei prodotti o servizi caratterizzati da materiali riciclati certificati e apparecchi ad alta efficienza e a basso consumo di energia. Le difficoltà di approccio a una tale rivoluzione procedurale si concentrano nelle elevate competenze richieste necessarie alla comprensione di temi ambientali non sempre di dominio diffuso tra gli operatori dei settori coinvolti. Soprattutto per il settore del laterizio, come rilevano Bribián et al. (2011), Murmu e Patel (2018) appare necessario innescare processi di innovazione in un'ottica di riduzione degli impatti nel ciclo di vita e di sostenibilità ambientale. Lo studio presentato in questo articolo rappresenta un esempio emblematico di come il *Life Cycle Assessment* costituisca uno strumento essenziale a supporto della valorizzazione delle risorse e delle filiere locali nel campo dell'edilizia sostenibile. La tracciabilità delle materie prime e dei prodotti diventa infatti un atto ineludibile in uno scenario sempre più orientato verso la riduzione dell'impatto ambientale dei prodotti e, in generale, verso l'abbattimento dell'impronta ecologica delle costruzioni. In questo contesto, lo studio riporta l'analisi LCA condotta su elementi di laterizio prodotti da alcune fornaci site nel territorio piemontese, inserite all'interno del progetto "ECO-BATI" e in seno al proposito della comunità a scala regionale piemontese di sfruttare l'innovazione ambientale del prodotto edilizio per rilanciare il comparto del settore delle costruzioni attraverso:

- la disseminazione delle imprese e dei prodotti locali certificati;
- il supporto alle aziende locali virtuose e innovatrici attraverso un sistema di incentivi;
- l'educazione da parte di scuole professionali e università alla diffusione delle competenze per la progettazione e esecuzione ambientalmente sostenibile;
- individuazione di istituzioni pubbliche e private per il sostegno di azioni ecosostenibili da parte del settore delle costruzioni.

In questo senso lo studio condotto è testimonianza di una comunità che condivide le norme sempre più restrittive in materia ambientale all'interno di un mercato assai competitivo, spingendo le aziende a ripensare e ottimizzare le filiere produttive dei loro prodotti attraverso metodi progettuali, analitici e di certificazione basati sull'LCA.

2. Valutazione ambientale di prodotti in laterizio per l'edilizia

L'obiettivo dello studio è la valutazione degli impatti energetici e ambientali relativi alla produzione di laterizio di tre aziende piemontesi con lo scopo di proporre sul mercato prodotti ad elevata tracciabilità ed eco-sostenibili.

L'analisi è strettamente legata alla messa a punto di Dichiarazioni Ambientali di Prodotto (DAP-EPD), confrontabili e utilizzabili nel mercato dei materiali ecosostenibili. A tal fine, lo studio, oltre a fare riferimento alle norme 14040-44 sulla valutazione del ciclo di vita, si basa sulle regole quadro di sviluppo per

categoria di prodotto e specifiche del settore edilizio (ISO 21930; EN 15804:2019; PCR 2012:01; PCR 2012:01-SUB-PCR-D).

a. Unità funzionale, confini del sistema e metodologia

Le fornaci analizzate producono, a partire dalle stesse materie prime, diverse tipologie di elementi per l'edilizia come, ad esempio, blocchi e tavelle per muratura o blocchi per solaio. In accordo con le finalità delle aziende coinvolte, si è scelto di effettuare un'analisi sulla produzione media annuale dei prodotti includendo i processi "dalla culla al cancello" elencati in figura 1. L'unità funzionale scelta, in accordo con la PCR 2012:01-SUB-PCR-D, è 1 tonnellata di elementi in laterizio imballati e pronti per la distribuzione.

UPSTREAM	CORE PROCESSES	
A1 - RAW MATERIAL	A2 - TRANSPORT	A3 - MANUFACTURING
Estrazione materie prime (argilla, marna) compreso ripristino delle cave a fine vita	Trasporto materie prime, materiali da siti di estrazione o fornitori al sito di produzione	Pre-lavorazione miscela a base di argilla
Produzione e reperimento degli additivi (chimici, vegetali, co-prodotti, scarti)		Trasporto e stoccaggio della miscela nei silos
Produzione energia da fonti primarie (elettricità, calore e aria calda, gasolio)		Preparazione impasto, estrusione e taglio
		Essiccazione degli elementi in laterizio
		Cottura dei laterizi
		Imballaggio, stoccaggio elementi in laterizio
		Fasi di movimentazione tra processi produttivi

Processi esclusi dai confini del sistema: costruzione della fornace, degli uffici e le infrastrutture; produzione macchinari; manutenzione e produzione di pezzi di ricambio; attività del personale. Viene inoltre escluso il trasporto dei rifiuti prodotti da imballaggio dall'azienda dalla discarica.

Figura 1: Processi analizzati suddivisi nei tre macro-moduli A1, A2 e A3 in accordo con la PCR 2012:01

I confini del sistema, così come previsto dalla PCR 2012:01, comprendono tre macro-moduli (fig. 1): *Upstream module*, che contiene i processi a "monte" rispetto alla manifattura del prodotto; *Core module*, che contiene i processi "centrali" dell'azienda che avvengono all'interno dei confini aziendali; *Downstream module*, che contiene i processi a valle della produzione dal momento in cui il prodotto esce dal cancello dell'azienda.

I dati relativi alla produzione del laterizio, riferiti all'anno di produzione 2018, sono stati prevalentemente forniti dai produttori attraverso questionari ed elaborati successivamente dal gruppo di ricerca Tecnologia e Ambiente (TeAM) del Politecnico di Torino, attraverso il programma di calcolo SimaPro 8.2.3.0. Ove non disponibili dati primari, sono stati integrati dati secondari tratti dalla banca dati Ecoinvent (v.2.2 e v.3.0) specifici dell'ambito geografico italiano o europeo.

b. Analisi di inventario

La maggior parte delle materie prime utilizzate per la produzione dei laterizi sono estratte da cave di proprietà delle aziende per le quali lo studio include informazioni relative a durata e interventi di ripristino. I data-set relativi alla produzione degli additivi, invece, sono tratti dalla banca dati Ecoinvent o da fonti scientifiche (ad esempio: report di ricerca; Blengini e Busto 2009).

L'energia elettrica usata nel processo produttivo, prodotta *in situ* da fotovoltaico e prelevata dalla rete, è stata calcolata secondo i dati forniti dalle tre fornaci. Solo una delle tre integra la produzione *on site* da impianto di cogenerazione a metano.

Per i trasporti sono stati utilizzati i data-set corrispondenti, per caratteristiche e distanze percorse, ai veicoli utilizzati nel processo produttivo.

I dati di inventario sono stati elaborati secondo il flow chart rappresentato in figura 2.

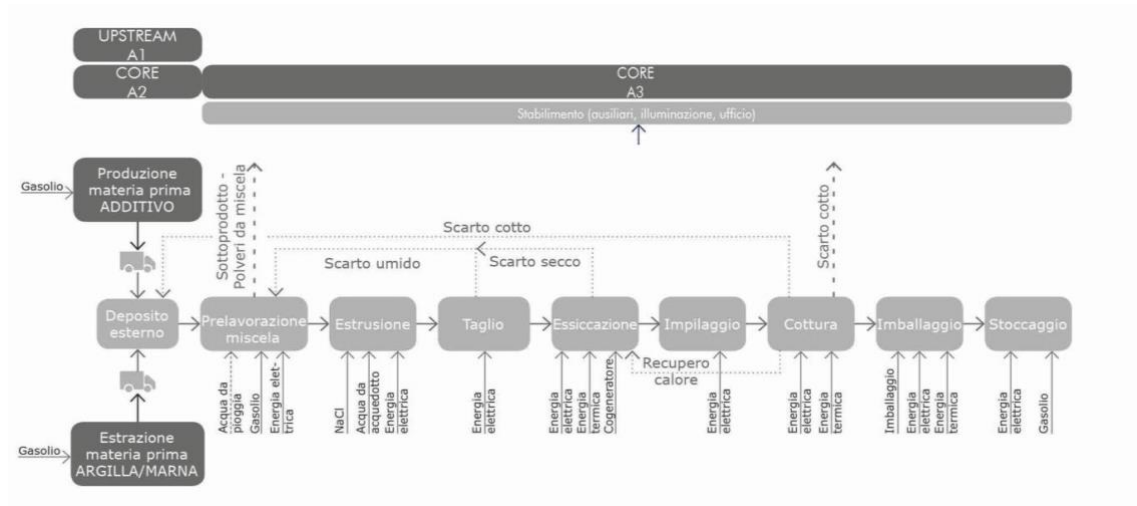


Figura 2: Flow chart riassuntivo del processo produttivo delle tre fornaci

c. Analisi degli impatti ed interpretazione dei risultati

Rimanendo in linea con le analisi ambientali svolte su prodotti edilizi nell'ambito delle certificazioni ambientali di prodotto, i metodi scelti per la classificazione e caratterizzazione dei dati di inventario sono:

- CED v1.06: utilizzato per il calcolo della Cumulative Energy Demand. I principali flussi di risorse energetiche primarie e derivate utilizzate nella produzione del materiale sono stati convertiti in fabbisogno di energia primaria di produzione. Metodo sviluppato da Baustead & Hancock nel 1979. Il fattore di caratterizzazione generale è il potere calorifico superiore.
- EPD v1.01: metodo utilizzato per la creazione di certificazioni ambientali di prodotto. Tutte le categorie di impatti contenute in questo metodo di caratterizzazione sono prese direttamente dal metodo CML-IA baseline. Le principali categorie considerate fanno riferimento al consumo di risorse e di energia (biotiche e abiotiche) e all'inquinamento potenziale (riscaldamento globale, assottigliamento dello strato di ozono, tossicità umana, ecotossicità delle acque dolci e marine, formazione di smog fotochimico, acidificazione, eutrofizzazione).

L'analisi degli impatti è stata condotta inizialmente per quantificare e valutare il contenuto di risorse rinnovabili e non rinnovabili per la produzione di 1 tonnellata di laterizio.

In generale, osservando la figura 3 si può evidenziare che in tutte le aziende l'uso di risorse energetiche non rinnovabili, CED RNR (rispettivamente 2714,70 MJeq/ 2493,19 MJeq/ 1830 MJeq) è ampiamente superiore all'uso di risorse rinnovabili, CED RR (rispettivamente 134,4 MJeq/ 191,2 MJeq/ 171 MJeq).

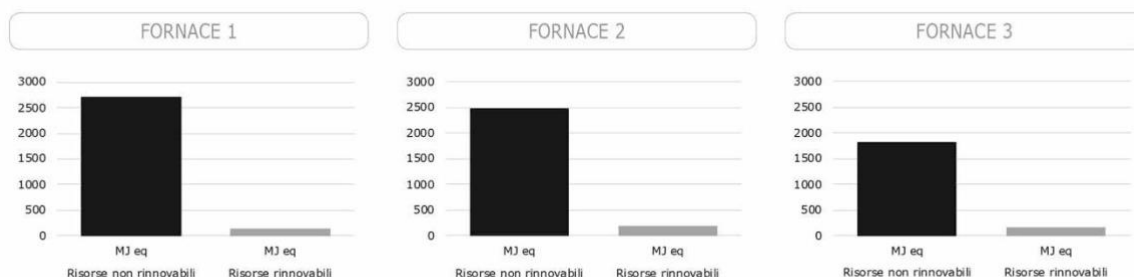


Figura 3: Uso di risorse energetiche per la produzione di 1 t di laterizio delle tre fornaci. Suddivisione tra risorse non rinnovabili e risorse rinnovabili. Elaborazione con metodo CED v1.06

Suddividendo ulteriormente il processo produttivo (fig. 4), si evidenzia che, per le fornaci 1 e 2, i processi ad impatto maggiore sono quelli relativi all'estrazione e lavorazione delle materie prime a causa della presenza di additivi di origine chimica. Mentre per la fornace 3, che utilizza un additivo di origine naturale, gli impatti ambientali sono imputabili quasi esclusivamente al processo produttivo.

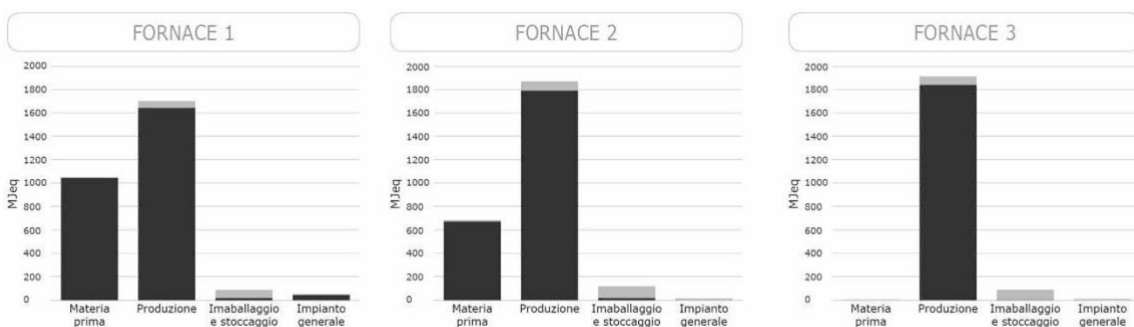


Figura 4: Uso di risorse energetiche per la produzione di 1 t di laterizio delle tre fornaci.

Suddivisione tra macro processi produttivi.

Una seconda valutazione è stata eseguita con il metodo EPD. La figura 5 mostra i principali impatti potenziali considerati: acidificazione (AP), eutrofizzazione (EP), riscaldamento globale (GWP), formazione di smog fotochimico (POCP).

Analizzando i valori percentuali di tali indicatori di impatto, si può affermare che per tutte e tre le aziende, la fase di produzione ha maggiore incidenza alle altre.

Si evidenzia, inoltre, come già analizzato per l'indicatore CED e illustrato nella figura 4, che la presenza di additivi chimici incide in modo significativo su tutti gli indicatori di impatto. Infatti, osservando i valori complessivi di ciascun indicatore riportati nella figura 5, emerge come la fornace 3 che non utilizza additivi chimici presenti valori inferiori alle altre due (ad esempio, valori di un decimo per l'indicatore POCP o di quasi il 50% per il GWP).

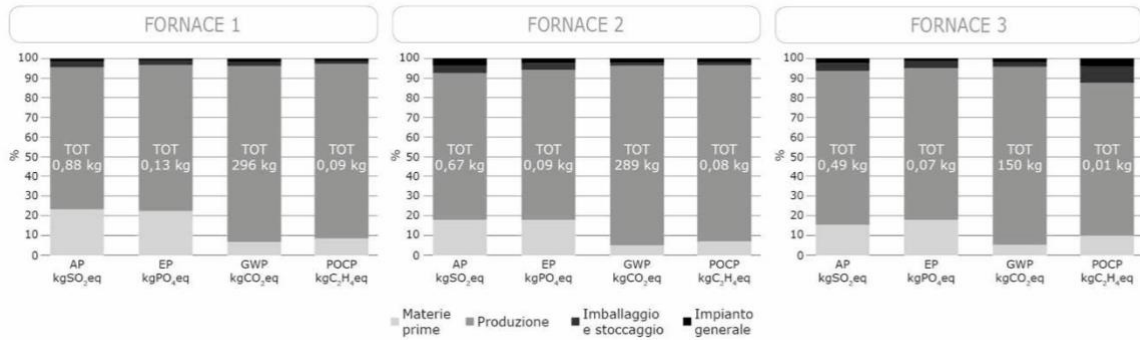


Figura 5: Analisi di impatto ambientale per la produzione di 1 t di laterizio delle tre fornaci.

Elaborazione dati con metodo EPD v1.01 (CML baseline).

La fase di interpretazione dei risultati è stata condotta attraverso due verifiche. La prima, finalizzata alla comparazione con altri prodotti uguali o simili per funzione presenti sul mercato, si basa sul confronto tra i risultati ottenuti e valori di impatto ambientale ricavati da EPD di altri prodotti (fig. 6). Dal confronto si evince che i risultati si collocano intorno alla media europea, sia per quanto riguarda prodotti in laterizio, sia per quanto riguarda prodotti con simile funzione composti da differenti materie prime.

	LATERIZIO					MATERIALI COMPARABILI		
	MEDIA FORNACI	FORNACE DESSON	HELUZ	RANDERS TEGL (grey)	RANDERS TEGL (red)	CLS cellulare XELLA ITALIA	CLS prefabbricato CBA	CLS prefabbricato Enviroblock
	IT	IT	CZ	DK	DK	IT	UK	UK
Non rinnovabili MJeq	2,27	1,21	2,88	3,18	4,13	6,58	0,06	0,16
Rinnovabili MJeq	0,15	0,00	4,42	0,35	0,31	0,38	0,59	0,041
GWP kgCO _{2,eq}	2,22E-01	1,66E-01	2,83E-01	2,43E-01	3,14E-01	3,39E-01	9,12E-02	3,86E-02

Figura 6: Confronto tra valori ottenuti e valori di altri prodotti tratti da EPD in corso di validità

La seconda verifica, riportata nel paragrafo seguente, è invece orientata alla potenziale ottimizzazione della filiera produttiva attraverso l'elaborazione di alcuni scenari di miglioramento che prendono in considerazione le fasi di maggior impatto.

3. Scenari per il miglioramento della filiera

Al fine di valutare una possibile riduzione dell'impatto del processo produttivo di una tonnellata di laterizio sono state eseguite alcune simulazioni su software partendo dalle fasi di maggiore rilevanza (osservando la fig. 7: materie prime, essiccazione e cottura) e ipotizzando diversi scenari caratterizzati dalle seguenti variabili:

- Materie prime (additivi)
- Elettricità
- Calore

Gli indicatori di impatto ambientale considerati negli scenari sono: il contenuto di energia primaria rinnovabile e non rinnovabile (CED RR-RNR) e la quantità di CO₂ equivalente emessa potenzialmente in atmosfera (GWP).

I valori riportati nel presente paragrafo rappresentano i dati medi tra le aziende analizzate.

Ogni scenario si basa sull'ottimizzazione di una delle tre variabili sopracitate (materie prime, elettricità e calore).

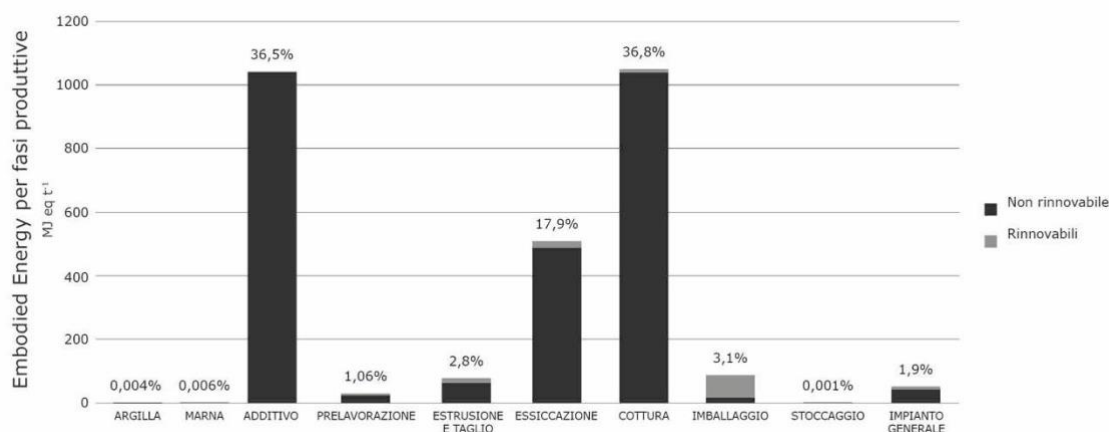


Figura 7: Analisi degli impatti energetici suddivisi per ciascun processo unitario della filiera, per la scelta delle variabili nella fase di analisi degli scenari di miglioramento

a. Materie prime: additivo

Come si evince dai risultati dell'analisi LCA illustrati nel paragrafo 2, la sostituzione dell'additivo di origine chimica con uno di origine naturale potrebbe ridurre l'impatto associato alla fase di estrazione delle materie prime (cfr. fig. 4). Si ipotizza quindi, sulla base della media dei valori ottenuti dalle due fornaci che utilizzano l'additivo chimico, di variare la quantità di additivi di origine chimica ad elevato impatto ambientale presenti nell'impasto, di un valore di $\pm 10\%$. Una limitata riduzione di tali sostanze permetterebbe di non alterare le quantità di materia prima argilla e marna, e garantirebbe le proprietà meccaniche e termo-acustiche del prodotto finale. Una variazione maggiore richiederebbe invece specifici studi sperimentali.

Poiché l'additivo, soprattutto quello di origine chimica, partecipa alla fase di cottura, fornendo una quota di calore in fase di combustione, lo scenario ipotizzato non tiene in considerazione solo la modifica delle materie prime nell'impasto, ma anche la quantità di metano necessaria: si aggiungerà una quota di metano pari a quella necessaria ad eguagliare il calore prodotto dalla combustione dell'additivo in relazione ai rispettivi poteri calorifici inferiori (PCI). Al contrario la quota di metano sarà ridotta nel caso in cui la quantità di additivo di natura chimica sarà superiore a quella correntemente utilizzata.

Riducendo del 10% il contenuto di additivo di natura chimica nell'impasto si determina rispettivamente:

1. Una diminuzione dell'1% del contenuto di energia primaria totale (rinnovabili e non rinnovabili) sull'intero ciclo produttivo del laterizio (A1+A2+A3) rispetto ai valori di CED calcolati nello studio;
2. una proporzione diretta pari a 10 a 1 tra la quantità di additivo utilizzato e la diminuzione del valore di CED del processo produttivo.
3. un abbassamento del consumo di risorse energetiche del 3% della per la fase A1 – Raw Material in relazione al totale degli impatti del prodotto finito.
4. Un incremento di gas metano in fase di cottura del 7%, che tuttavia, come detto, determina l'1% in più del valore di CED.

Nel caso dell'aumento del 10% del contenuto di additivo chimico nell'impasto, si riscontrano valori identici a quelli riferiti alla riduzione del 10%, ma con direzioni opposte (ad esempio l'aumento del 10% di additivo produce un incremento dell'1% del valore di CED).

La proporzionalità diretta riscontrata per l'indicatore CED produce risultati analoghi per il GWP: l'aumento o la diminuzione del 10% dell'additivo chimico produce rispettivamente un aumento o una diminuzione dell'1% dell'impatto ambientale in termini di CO₂ equivalente.

b. Approvvigionamento energetico: elettricità

Tutte le fornaci oggetto di studio utilizzano energia elettrica per il funzionamento dei processi produttivi, per i quali sono previste tre principali fonti di approvvigionamento: la rete elettrica nazionale, il fotovoltaico e la cogenerazione. Il 7 % degli impatti di CED (rinnovabile e non rinnovabile) è determinato dall'uso di energia elettrica, la quale incide inoltre per l'11% sull'indicatore GWP.

Nello scenario adottato, in tale fase di studio, si ipotizza che tutta l'energia elettrica utilizzata provenga da fonti rinnovabili andando a potenziare i sistemi fotovoltaici già in possesso delle aziende. Osservando l'indicatore CED, la sostituzione dell'impianto porterebbe all'aumento della quota di risorse rinnovabili (da 152 MJeq a 273 MJeq) e una diminuzione di quella relativa alle risorse non rinnovabili del 9% (da 2272,5 MJeq a 2067 MJeq).

Per quanto riguarda la categoria di impatto GWP, con la sostituzione dell'impianto si può ottenere una diminuzione del 12% di CO₂eq potenzialmente emessa in atmosfera in tutta la fase produttiva del laterizio.

c. Approvvigionamento energetico: calore da metano

Dai risultati dell'analisi di impatto si evince che una variazione del sistema di produzione del calore, in cui la fonte energetica del metano venga sostituita con la biomassa legnosa, porterebbe ad una riduzione complessiva degli impatti.

Per la sostituzione del metano con la biomassa è stata considerata solo la fase di essiccazione: per tale processo, infatti, non vi è necessità di fiamma diretta, ma di aria riscaldata e per questo i bruciatori potrebbero essere sostituiti con una caldaia a biomassa. Per la fase di cottura invece, essendo necessaria fiamma diretta, non sarebbe plausibile immaginare la sostituzione dei bruciatori a metano utilizzati correntemente dalle tre fornaci.

Il risultato dell'analisi di scenario determina la riduzione del contenuto di energia primaria non rinnovabile (CED RNR) del 20%, con conseguente aumento dell'energia rinnovabile (CED RR), mentre il suo valore complessivo, per l'intera fase di produzione, diminuisce del 4% sul totale di CED (rinnovabile e non rinnovabile).

L'indicatore di impatto GWP, relativo alla CO₂eq emessa, si riduce del 12% rispetto al totale della fase di produzione.

Per questo scenario, un ulteriore necessario approfondimento verrà svolto riguardo gli indicatori l'eutrofizzazione e l'acidificazione, che in molti casi sono soggetti a sensibile variazione in caso di utilizzo di biomassa per la produzione di calore.

4. Conclusioni e prospettive future

Lo studio condotto ci mostra le prestazioni di tre fornaci, la cui produzione media ha costi ambientali in linea con prodotti analoghi certificati nazionali e internazionali. Il confronto tra i loro processi produttivi, mette in luce la convenienza ambientale del processo con additivi naturali. Nell'analisi però non si tiene conto delle performance tecnologiche meccaniche e termiche dei laterizi, che nella fase d'uso potrebbero beneficiare della presenza degli additivi chimici generando prestazioni migliori. Ci si propone infatti di estendere lo studio anche alla fase d'uso in modo da mettere a confronto componenti in laterizio con dimensioni, funzioni e prestazioni comparabili.

L'analisi degli scenari di miglioramento delle fornaci 1 e 2 evidenzia come la variazione dell'ordine del 10% degli additivi chimici nella miscela non produca effetti consistenti sugli impatti ambientali in termini di CED o GWP, ma potrebbe causare significative ricadute in termini economici, visto il basso costo degli additivi rispetto al costo del metano da utilizzare in fase di cottura. Certamente la massimizzazione delle fonti rinnovabili (fotovoltaico e biomassa) determinerebbe un miglioramento evidente dell'impatto ambientale (-29% di uso di risorse non rinnovabili se si adottassero entrambe le misure), ma con costi di trasformazione d'impianto di consistente entità. È da considerare, però, che gli incentivi messi a disposizione del governo italiano per l'uso di fonti rinnovabili, parteciperebbero sensibilmente alla riduzione dei costi, migliorando il rapporto costi-benefici.

Oggi le norme comunitarie e italiane, il mercato europeo e la ricerca si stanno progressivamente allineando ai principi della circolarità delle risorse e della

sostenibilità sull'intero ciclo di vita. Il mercato dei laterizi può quindi rilanciarsi attraverso un processo d'innovazione che riduca i costi ambientali di produzione, ingegnerizzi sistemi costruttivi ad elevata efficienza con l'uso di materiali a basso impatto ambientale, orientandosi su componenti disassemblabili e riciclabili nella fase di fine vita. Tale processo di sviluppo industriale non potrà che avvenire, come per il caso del progetto Eco-Bati, in sinergia con le istituzioni e gli enti di ricerca, che possono dare il supporto economico, giuridico e scientifico necessario ad un'efficace e diffusa innovazione di settore.

Acknowledgement

Si ringrazia la Scuola Edile di Cuneo che ha finanziato lo studio e ha coordinato le tre aziende che hanno fornito i dati per le analisi LCA: Fornace Laterizi Carena srl; Fornace Laterizi Garelli&Viglietti srl; Vincenzo Pilone srl.

Bibliografia

Blengini, G.A., Busto, M., 2009. The life cycle of rice: LCA of alternative agri-food chain management systems in Vercelli (Italy). *Journal of Environmental Management* 90. 1512–1522

Bribián, I.Z., Capilla, A.V., Usón, A.A., 2011. "Life cycle assessment of building materials: Comparative analysis of energy and environmental impacts and evaluation of the eco-efficiency improvement potential". *Building and Environment* Volume 46, Issue 5, pp. 1133-1140

ECO-BATI progetto Alcotra Italia-Francia Interreg V A, 2014-2020 (<http://www.interreg-alcotra.eu/it/decouvrir-alcotra/les-projets-finances/eco-bati>).

Gargari, C., Hamans, C., Torricelli, M. C., 2013. "L'impegno dell'industria delle costruzioni per promuovere la sostenibilità dei prodotti: un approccio comune europeo per le prestazioni ambientali di prodotto", *Techne*, No. 05, pp. 101-109.

ISO 21930:2017 Sustainability in buildings and civil engineering works – Core rules for environmental product declarations of construction products and services.

L. 221/2015. "Disposizioni in materia ambientale per promuovere misure di green economy e per il contenimento dell'uso eccessivo di risorse naturali".

Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e Ministero dello Sviluppo Economico, 2017. "Verso un modello di economia circolare per l'Italia, documento di inquadramento e di posizionamento strategico". Plan.ed srl – Roma

Murmu, A.L., Patel, A., 2018. "Towards sustainable bricks production: An overview", *Construction and Building Materials*. Volume 165, pp. 112-125

PCR 2012-01-SUB-PCR-D Bricks, blocks, tiles, flagstone of clay and siliceous earths (construction product).

PCR 2012:01 Construction products and construction services (combined PCR & PCR Basic Module).

UNI EN15804:2019 Sostenibilità delle costruzioni – Dichiarazioni ambientali di prodotto – Regole quadro di sviluppo per categoria di prodotto.

Valutazione dei tempi di ritorno energetici e ambientali e della convenienza economica per la riqualificazione energetica di una scuola

Francesco Asdrubali¹, Daniela Venanzi ², Luca Evangelisti¹, Claudia Guattari¹, Gianluca Grazieschi¹, Paolo Matteucci ², Marta Roncone¹

¹Dipartimento di Ingegneria, Università degli Studi Roma Tre

²Dipartimento di Economia, Università degli Studi Roma Tre

Email: francesco.asdrubali@uniroma3.it

Abstract

Il lavoro presenta i risultati di uno studio interdisciplinare relativo alla riqualificazione energetica di un istituto scolastico situato a Ostia, costruito negli anni '60 con struttura in acciaio e tamponatura in Eternit, secondo una tipologia molto diffusa all'epoca. Grazie a delle misure termoflussimetriche condotte in situ, si è valutata la trasmittanza attuale delle pareti, si sono condotte delle simulazioni dinamiche relative alle performance energetiche attuali e a seguito di quattro interventi di retrofit (sostituzione infissi e cappotto isolante). Per ciascuno dei quattro interventi si sono valutati i tempi di ritorno energetici e ambientali (con un approccio LCA) e si è valutata la convenienza economica, ricorrendo anche ad un'analisi di sensitività. I risultati mostrano che la sostituzione degli infissi è l'intervento più conveniente da tutti i punti di vista.

1. Introduzione

Il settore edilizio è responsabile di circa il 40% dei consumi energetici finali e del 36% delle emissioni di gas serra in Europa. Gli edifici pubblici rappresentano un'importante opportunità per promuovere l'efficienza energetica e ridurre i consumi e le emissioni climalteranti. Anche la Energy Performance Buildings Directive (Direttiva 2010/31/EU) impone lo standard nearly Zero Energy Building (edifici a energia quasi zero) per tutti i nuovi edifici pubblici già dal 2019, attribuendo agli immobili di pubblica utilità un ruolo esemplare in tema di efficienza energetica e fonti rinnovabili.

Dal momento che un ambiente confortevole incrementa la concentrazione e l'apprendimento (De Giuli et al., 2012), i livelli di comfort indoor negli edifici scolastici, così come le loro performance energetiche conseguenti, sono di primaria importanza.

I consumi energetici delle scuole sono principalmente legati al riscaldamento dei locali e all'illuminazione degli spazi (Dias Pereira et al., 2014); il consumo dipende inoltre dalle funzioni che sono integrate con quella educativa: laboratori, mense, palestre, attrezzature sportive, corsi serali. In Italia, ai sensi del D.L. 63/2013, gli edifici pubblici, con superficie utile totale superiore a 250 m², devono essere dotati di attestato di prestazione energetica: sono stati pertanto sviluppati diversi studi che definiscono valori benchmark di consumo energetico per gli edifici scolastici. Ad esempio, secondo uno studio relativo alla regione Lazio, i consumi

di energia primaria del parco scolastico regionale si attestano fra i 25 e i 20 kWh/m³a, a seconda dell'epoca di costruzione (Marrone et al., 2018).

Il presente lavoro – frutto di un'analisi multidisciplinare - mira a valutare le prestazioni energetiche, ambientali ed economiche di alcuni interventi di retrofit energetico che sono stati presi in esame per un edificio scolastico realizzato negli anni '60.

2. Metodologia

Lo studio si configura come un'analisi che mira ad integrare valutazioni di ciclo di vita con valutazioni economiche e fisico-tecniche attraverso il calcolo di indicatori di payback energetico, ambientale ed economico.

a. Modellazione energetica

La modellazione energetica dell'edificio di studio è stata condotta in regime dinamico orario utilizzando il codice di simulazione "Trnsys".

Al fine di effettuare un'analisi accurata dell'edificio, sono stati definiti nel software: la localizzazione, le condizioni meteo-climatiche, le componenti impiantistiche, le caratteristiche dell'involucro edilizio, sia trasparente che opaco, e gli output richiesti dall'analisi, quali fabbisogno di riscaldamento e temperatura dell'aria interna. Per l'edificio analizzato sono state individuate 11 zone termiche, soggette alle medesime condizioni di temperatura e umidità relativa, specificando per ognuna di esse:

- dati da regime, ossia il volume d'aria (m³) e la capacità termica totale dell'aria all'interno della zona, la tipologia di riscaldamento, infiltrazione ed umidità;
- superfici opache (area in m², orientamento, materiali, spessori e caratteristiche termofisiche dei diversi pacchetti murari);
- superfici trasparenti (area in m², orientamento, trasmittanza termica del telaio e la tipologia delle diverse finestre).

Infine, la validazione del modello dell'edificio allo stato attuale è avvenuta nel rispetto dei range di ammissibilità offerti dalle linee guida ASHRAE 14 del 2002 su base oraria ed usando gli Indici di calibrazione MBE "Mean Bias Error" e CV (RMSE) "Coefficient of Variation of Root Mean Square Error".

b. Aspetti economici

La letteratura recente tende, in prevalenza, a considerare come unico beneficio economico il risparmio energetico risultante dagli interventi di retrofit, scegliendo l'intervento che garantisce un recupero dell'investimento più rapido, ovvero un *payback time* più breve (Verbeeck e Hens, 2005; Ballarini et al., 2017; Niemela et al., 2017; Ortiz et al., 2016).

Il metodo utilizzato è di facile applicazione, ma presenta due punti deboli:

- non attualizza, con un appropriato costo del capitale, costi e benefici che avvengono in anni diversi, spesso anche su periodi molto lunghi, e sono frutto di stima (quindi valori non certi);
- non fornisce un valore soglia, con cui confrontare il periodo di recupero dei singoli interventi (per una loro valutazione di convenienza *stand alone*).

L'analisi qui condotta applica, invece, un approccio economico-finanziario in senso proprio, limitatamente ai costi e benefici monetizzabili del retrofit (omessi i vantaggi ambientali, perché di difficile/soggettiva valorizzazione: le minori emissioni di CO₂). Si utilizza il metodo del valore attuale netto (VAN) che misura il valore monetario oggi dell'intervento, attualizzando i benefici con un tasso che tiene conto del valore temporale del denaro e del premio per il rischio, calcolato con riferimento ai principali driver del rischio dell'investimento. L'investimento è conveniente se il VAN è non negativo e tanto più conveniente quanto maggiore è il suo valore.

Inoltre, si utilizza un approccio probabilistico, per calcolare non solo il valore più probabile del VAN per gli interventi di retrofit a confronto, ma ipotizzando stime (soggettive) ottimistiche e pessimistiche delle variabili incerte e determinando corrispondenti range del VAN. Da questa analisi scaturiscono due utili risultati per il decisore:

- a) individuare quali variabili, da cui dipende il VAN, ne influenzano maggiormente la variabilità (*sensitivity analysis*);
- b) derivare una misura approssimata del rischio dell'intervento (Hull, 1980), stimando la distribuzione di probabilità del VAN che consente al decisore (meglio di un valore puntuale) di scegliere definendo una soglia critica che ha utilità pratica nella valutazione, traducendo la sua avversione al rischio in termini di percentuale minima accettabile di valori non negativi del VAN e confrontandola con la percentuale che deriva dalla distribuzione di probabilità del VAN ottenuta (Berk et al., 2009).

c. Tempi di ritorno energetici e ambientali

I principali indicatori utili a valutare l'efficacia ambientale degli interventi di retrofit energetico sono l'Energy Payback Time (EPBT) e il Carbon Payback Time (CPBT). È possibile definire l'Energy Payback Time come il rapporto fra la variazione di Embodied Energy (EE) dell'edificio a seguito del retrofit ed i risparmi energetici annuali (ESa) conseguiti tramite la riqualificazione (Asdrubali et al, 2019):

$$EPBT = \frac{\Delta EE}{ESa}$$

In modo similare, il Carbon Payback Time viene definito come il rapporto fra la variazione di Embodied Carbon (EC) dell'edificio a seguito del retrofit e le emissioni annuali evitate (CSa) attraverso la riqualificazione.

$$CPBT = \frac{\Delta EC}{CSa}$$

Il calcolo della variazione di EE e EC dell'edificio è stato realizzato utilizzando il software SimaPro: in particolare, è stato usato il database Ecoinvent e sono stati considerati rispettivamente gli indicatori di impatto singolo denominati Cumulative Energy Demand (CED) e Global Warming Potential (GWP 100a). La LCA è stata realizzata seguendo le indicazioni della PCR per gli edifici (Wiklund, 2014), ed includendo le fasi A1-A4. Gli impatti connessi alla fase A5, invece, sono stati ritenuti trascurabili. Le fasi B1-B5 non sono state considerate poiché, in genere, i tempi di ritorno energetici ed ambientali sono molto inferiori alla vita utile delle diverse componenti (Asdrubali, 2019). L'analisi considera invece le fasi C1-C4, ipotizzando il riciclo dei materiali delle finestre sostituite ma escludendo i benefici derivanti dalla sostituzione di nuovi prodotti (fase D). Il fattore di emissione adottato per caratterizzare la combustione di gas metano a scopi di produzione di energia termica è pari a 0,201 kg CO₂/kWh. Infine, il carbonio immagazzinato nel materiale legnoso non è stato considerato all'interno del calcolo del CPBT.

3. Il caso studio e gli scenari di retrofit ipotizzati

Il caso di studio è rappresentato dall'Istituto comprensivo di "Via Giuliano da Sangallo" a Ostia (zona climatica D). L'edificio, realizzato negli anni '60, è caratterizzato da una struttura in acciaio lasciata a vista e da pannelli di tamponatura opachi, alternati a superfici trasparenti con infissi in ferro (Fig. 1), secondo una tipologia molto diffusa all'epoca. L'edificio è dotato di un impianto di riscaldamento convenzionale con caldaia a metano e radiatori mentre risulta privo di raffrescamento estivo.



Figura 1: Immagine dell'Istituto comprensivo Sangallo di Ostia.

La scuola è caratterizzata da superficie vetrata complessiva pari a 199 m², con telaio in ferro, vetro singolo da 4 mm e trasmittanza termica è pari a 5,10 W/m²K. La tipologia di finestra ipotizzata per il retrofit è a doppio vetro, telaio in legno di abete di spessore pari a 8 cm e distanziatore di tipo "warm edge" in plastica. Si sono previste due tipologie di finestra:

- Finestra di tipo 1: u-Value: 2,83 W/m²K, gValue: 0,755, T-vis: 0,817;
- Finestra di tipo 2: u-Value: 2,54 W/m²K, gValue: 0,440, T-vis: 0,472.

Non potendo né usufruire di relazioni tecnico-progettuali né svolgere indagini distruttive in situ, la determinazione del pacchetto murario allo stato attuale è avvenuta a seguito di un processo iterativo, ipotizzando diversi pacchetti, tutti caratterizzati dalla presenza di Eternit e schiumatura, ma differenziati per

spessori, materiali e caratteristiche termofisiche degli strati presenti, fin quando non si è raggiunto un valore di U (trasmissione termica) pari a $0.257 \text{ W/m}^2\text{K}$, che è entro il 20% di tolleranza massima ammissibile rispetto al valore misurato, pari a $0.214 \text{ W/m}^2\text{K}$. Quest'ultimo è stato determinato grazie all'esecuzione di misure su una parete tipo della scuola, tramite un'apposita strumentazione, costituita da una piastra termoflussimetrica sulla parete perimetrale in analisi e sonde di temperature dell'aria interna ed esterna. L'installazione di un cappotto termico è stata supposta come ulteriore intervento di retrofit, secondo le specifiche riportate

Tabella 1: Spessore e proprietà dei materiali usati per il cappotto.

Cappotto	Densità	Spessore (cm)
Collante	1500 kg/m^3	0,5
XPS	32 kg/m^3	5
Intonaco di prima rasatura	2000 kg/m^3	1
Rete in fibra di vetro 33x33	1 kg/m^2	~0
Intonaco - seconda rasatura	2000 kg/m^3	1

in Tabella 1. La superficie complessiva di muratura esterna soggetta all'installazione del cappotto è pari a 500 m^2 . L'inserimento dell'isolante permette di ridurre la trasmissione termica delle pareti esterne fino a $0,188 \text{ W/m}^2\text{K}$: tale valore è inferiore rispetto agli attuali limiti di legge in vigore in Italia e l'inserimento di uno spessore superiore non si ritiene necessario. Combinando la sostituzione degli infissi con l'isolamento a cappotto, si sono ipotizzati i seguenti scenari per il retrofit energetico:

- Retrofit 1: sostituzione delle superfici trasparenti con finestre di tipo 1;
- Retrofit 2: sostituzione delle superfici trasparenti con finestre di tipo 2;
- Retrofit 3: come il Retrofit 1 più cappotto termico di spessore pari a 5 cm;
- Retrofit 4: come il Retrofit 2 più cappotto termico di spessore pari a 5 cm.

4. Risultati

4.1 Aspetti energetici

Il modello energetico dell'edificio è stato calibrato attraverso il confronto tra i valori di temperatura dell'aria interna di una classe presa come "zona di controllo", acquisiti a seguito del monitoraggio effettuato in situ con apposita strumentazione, e quelli simulati con il software (Fig. 2).

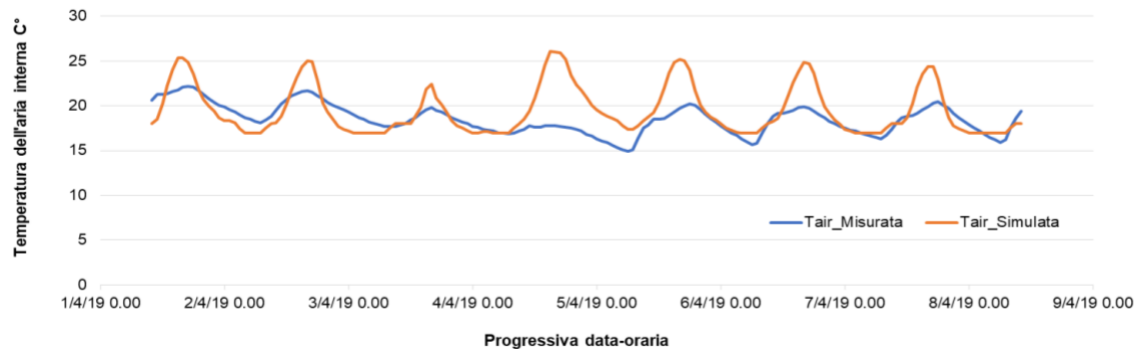


Figura 2: Confronto fra temperatura dell'aria interna misurata e simulata.

Nello specifico, i valori degli indici MBE e CV (RMSE), precedentemente descritti e ricavati in fase di calibrazione del modello edilizio, assumono valori rispettivamente pari a -5,4% e 13,3%, rientrando all'interno del range di ammissibilità individuato dall'ASHRAE ($\pm 10\%$ per il MBE e $\pm 30\%$ per il CV).

Il modello così calibrato ha permesso la stima dei fabbisogni per il riscaldamento dell'edificio sia allo stato attuale che a seguito dei diversi interventi di retrofit ipotizzati (Fig. 3).

Gli interventi di retrofit più significativi in termini di diminuzione dei consumi annui di energia primaria per il riscaldamento risultano quelli offerti dalla sostituzione degli infissi (Retrofit 1 e 2), mentre l'installazione aggiuntiva del cappotto esterno in XPS influisce solo limitatamente sul comportamento termico dell'edificio (Retrofit 3 e 4), dato che le pareti perimetrali presentano una trasmittanza termica già bassa. Inoltre, la scuola oggetto di studio risulta caratterizzata da una superficie trasparente complessiva pari a 199 m²; intervenire perciò sull'elevata componente trasparente dell'edificio risulta la soluzione più incisiva.

4.2 Aspetti economici

Per il calcolo del VAN, sono stati stimati i costi e ricavi differenziali (rispetto allo stato attuale) dei quattro interventi di retrofit analizzati.

Date le superfici da isolare e quelle trasparenti da sostituire, vengono definiti i costi dei materiali utilizzati e delle lavorazioni atti ad effettuare il lavoro a regola d'arte, secondo il prezzario della Regione Lazio. I costi degli interventi di retrofit 1 e 2 includono, oltre alla fornitura dei materiali e delle vetrate con il rispettivo telaio, anche quelli di montaggio/smontaggio dei nuovi/vecchi infissi e di messa in opera. I costi degli interventi 3 e 4, in aggiunta a quelli dei retrofit 1 e 2, includono i costi dell'applicazione del cappotto esterno: fornitura dei materiali isolanti, intonaco, tinteggiatura della superficie e montaggio, per una superficie totale di 500 m².

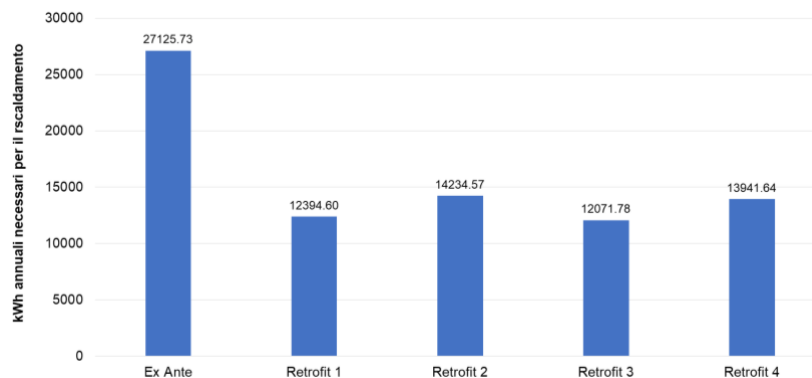


Figura 3: Consumi annui di energia primaria per riscaldamento per i vari scenari analizzati.

Per la stima dei benefici sono stati considerati i risparmi annui relativi al consumo di gas metano e gli incentivi fiscali ex Decreto Interministeriale del 16 febbraio 2016 (cd. Conto Termico 2.0).

Si è utilizzato il prezzo del gas metano ricavato dalla media dei prezzi applicati da diversi fornitori al 2020, pari a 0,0985 euro al kWh. Dalla serie storica del prezzo del gas metano degli ultimi 10 anni (dati Eurostat) si è ricavato un tasso di crescita annuo del gas metano dell'1,77%, applicato per tutta la durata del retrofit (come stima del trend).

Relativamente alla durata, Choi et al. (2018) dimostrano che una vita utile di 20 anni è solitamente presa come riferimento per i materiali isolanti come l'XPS. Tuttavia, il materiale potrebbe non essere rimosso dalle pareti dell'edificio e continuare a svolgere parte del suo ruolo per altri 20 anni. Per questo tipo di intervento è stato quindi stimato un tasso (composto) di decadimento lineare dall'anno 20 all'anno 40 dell'1,575% annuo. Le finestre invece garantiscono le performance dichiarate in media per 30 anni, dopodiché le loro performance decadono fino ad un valore corrispondente al semplice ruolo di separazione fra spazio interno ed esterno, raggiunto dopo ulteriori 30 anni (Litti et al., 2018). Da ciò ne consegue che, per i primi 30 anni, il nuovo infisso svolge una funzione di isolamento conforme ai valori dichiarati al momento dell'installazione, mentre dall'anno 30 all'anno 60 è stato stimato un tasso (composto) di decadimento annuo del 2,47% e del 2,84% per gli interventi di retrofit 1 e 2.

Per la stima degli incentivi fiscali, sulla base della normativa vigente, si è assunta una detrazione fiscale del 40% della spesa totale sostenuta, su 5 anni.

Per la stima del costo del capitale si è utilizzato il Capital Asset Pricing Model, con i seguenti parametri:

- tasso *risk-free* dell'1,59%, ottenuto dalla media dei rendimenti dei BTP decennali negli ultimi 12 mesi (dati Investing) (il tasso include sia le aspettative di inflazione che il rischio paese, percepito dal mercato);
- premio per il rischio di mercato pari al 5% (stime di *consensus*);

- beta pari a 0,65, stimato sulla base della variabilità sistemica del prezzo del gas metano (fonte Eurostat), rispetto al PIL italiano (fonte Banca d'Italia e Istat) dal 1991 ad oggi.

Si è ottenuto un costo del capitale del 4,84%, utilizzato come tasso per attualizzare i risparmi energetici. Gli incentivi fiscali (relativamente certi) sono stati invece attualizzati al tasso di interesse *risk-free*.

La Tabella 2 riassume costi, benefici e VAN dei 4 retrofit.

Tabella 2: Calcolo del VAN degli interventi di retrofit (valori in euro).

	Retrofit 1	Retrofit 2	Retrofit 3	Retrofit 4
VA (risparmio energetico)	36.270,62	31.427,93	36.226,61	31.468,96
VA (detrazione fiscale)	20.094,95	22.007,58	34.252,11	36.164,74
Investimento iniziale	51.835,81	56.769,52	88.354,81	93.288,52
VAN	4.529,76	-3.334,01	-17.876,09	-25.654,83

È possibile concludere che l'unico intervento che apporta un beneficio economico è il retrofit 1, con VAN atteso positivo. I retrofit 3 e 4, che prevedono l'applicazione dell'involucro esterno, hanno costi eccessivamente elevati per il risparmio energetico che producono.

L'analisi di sensitività è stata condotta (limitatamente agli interventi 1 e 2, gli unici valutabili alla luce dell'analisi precedente) considerando stima ottimistica e pessimistica delle principali variabili incerte del VAN: durata, prezzo del metano e costo del capitale. Di seguito le ipotesi assunte:

- durata che varia nel range 55-65 anni, con corrispondente periodo di risparmio pieno 25-35 anni e periodo di decadimento di 30 anni;
- variazione del prezzo del metano del +/-13% rispetto al prezzo 2020, calcolata sulla base della serie storica semestrale dei prezzi (dati Eurostat), assumendo distribuzione normale del prezzo e calcolando i prezzi corrispondenti al 5° e 95° percentile della distribuzione (la volatilità si somma al trend di crescita ipotizzato in precedenza);
- costo del capitale che varia nel range 4,24%-5,52% ottenuto ipotizzando: *i*) per la stima ottimistica un tasso *risk-free* dell'1,59% e un beta pari a 0,53 (ricavato dalla base dati Datastream, come media dei beta dei produttori quotati); *ii*) per la stima pessimistica, beta medio del settore definito in maniera più ampia (produzione e servizi connessi) e come tasso *risk-free* l'1,82%, determinato correggendo il rendimento decennale dei Bund tedeschi del differenziale di inflazione tra Germania e Italia e aggiungendo il premio per il rischio paese,

sulla base dei differenziali degli spread dei rispettivi CDS (*credit default swap*) a 10 anni (fonte Bloomberg) (si tratta di un approccio più cautelativo nella stima del rischio paese).

La Tabella 3 riporta i VAN corrispondenti alle stime (variando una variabile per volta) e il range di variazione del VAN che ne deriva. L'ultima colonna misura il coefficiente di sensitività del VAN: quanto la variabilità del driver influenza la variabilità del VAN. È stata quindi derivata la distribuzione di probabilità cumulata del VAN dei due retrofit, calcolando la varianza del VAN come segue (si assume indipendenza tra le variabili incerte e linearità della loro relazione con il VAN):

$$\sigma_{VAN}^2 = \sum k_i^2 \times S_i^2$$

con S_i = range del VAN tra stima ottimistica U_i e pessimistica L_i della variabile incerta i (colonne 8-9 della Tabella 3) e $k_i = \sigma_i / (U_i - L_i)$, con σ_i che ne misura la volatilità (k_i nel nostro caso è pari a circa 0,3).

Tabella 3: Analisi di sensitività del VAN.

variabili incerte	stima ottimistica	stima pessimistica	VAN (stima ottimistica)		VAN (stima pessimistica)		range VAN		coefficiente di sensitività	
			retrofit 1	retrofit 2	retrofit 1	retrofit 2	retrofit 1	retrofit 2	retrofit 1	retrofit 2
durata (anni)	35+30	25+30	6048,42	-1961,90	2767,81	-4925,93	3280,61	2964,02	6,1%	6,7%
prezzo metano (kwh)	0,1074	0,0896	9244,94	751,62	-185,42	-7419,64	9430,36	8171,26	50,5%	50,9%
costo del capitale	4,24%	5,52%	9005,37	486,09	271,31	-6978,21	8734,06	7464,30	43,3%	42,4%

Dall'analisi emerge che:

- la variabilità del VAN dipende principalmente dalla variazione del prezzo del metano e del costo del capitale (rispettivamente 50% e 43% circa), mentre la variazione ipotizzata della durata incide meno del 7%;
- il VAN del retrofit 1 ha un coefficiente di variazione dell'88%, il 90% della sua distribuzione risulta compreso tra -2.000/+11.000 euro circa e presenta valori non negativi nell'87% dei casi: si tratta quindi di intervento vantaggioso, anche in ottica di rischio; il retrofit 2 ha un coefficiente di variazione del VAN dell'103%, il VAN risulta compreso (nel 90% della distribuzione) tra -9.000 /+2.300 euro e presenta valori non negativi solo nel 17% dei casi.

4.3 Calcolo dei tempi di ritorno energetici ed ambientali

Il calcolo dei valori di EPBT e CPBT ha fornito i risultati riportati in Tabella 4. I vari retrofit causano un incremento degli impatti incorporati che è solo temporaneo poiché i payback energetici e ambientali ottenuti - pari a circa 2-3 anni per la sostituzione degli infissi e a 5-6 anni per la sostituzione di infissi più cappotto esterno - sono inferiori rispetto alla vita utile dei componenti installati. Inoltre, come confermato in altri studi di letteratura (Asdrubali, 2019), i tempi di ritorno energetici ed ambientali sono inferiori rispetto a quelli economici. Va tuttavia sottolineato che i valori ottenuti non considerano gli impatti aggiuntivi legati alle fasi B1-B3 rispetto ai quali si ipotizza una scarsa sensitività (vedi sezione 2.3).

Tabella 4: Risultati ottenuti riguardo ai payback energetici e della CO₂.

	ΔEE (kWh)	ΔEC (kgCO _{2e} q)	Risparmio di energia (kWh/anno)	Emissioni evitate (kg CO ₂ /anno)	EPB T (anni)	CPB T (anni)
Retrofit 1	32 124	8 231	14 731	2 961	2,18	2,78
Retrofit 2	33 472	8 827	12 891	2 591	2,60	3,41
Retrofit 3	69 217	16 651	15 054	3 026	4,60	5,50
Retrofit 4	70 565	17 247	13 184	2 650	5,35	6,51

5. Conclusioni

In Italia il patrimonio edilizio esistente presenta margini molto significativi di efficientamento energetico ed in particolare gli edifici costruiti prima delle normative sul risparmio energetico. Gli edifici pubblici esistenti, tra cui le scuole, dovrebbero adeguarsi in maniera esemplare a standard energetici più avanzati. Il lavoro presenta i risultati di uno studio condotto su una scuola situata ad Ostia, costruita negli anni '60; dopo l'esecuzione di misure in situ per determinare le attuali prestazioni energetiche, si sono simulati quattro scenari di retrofit (due relativi alla sostituzione di infissi e due in cui agli infissi si è aggiunto un cappotto esterno) e se ne sono valutati i tempi di ritorno energetici e ambientali (con approccio LCA) e la convenienza economica. I risultati mostrano che è maggiore la convenienza energetica e ambientale della sola sostituzione degli infissi e che uno scenario di sostituzione degli infissi è l'unico che presenta un VAN positivo.

Ringraziamenti

Il lavoro è stato sviluppato nell'ambito del progetto di ricerca "Sustainability of Schools – SoS - Definizione di tecnologie, metodologie e protocolli d'uso per salubrità, benessere e risparmio energetico nei luoghi di formazione", finanziato dall'Università degli Studi Roma Tre nell'ambito di una call competitiva di Ateneo.

6. Bibliografia

Asdrubali, F et Al, 2019. Energy and environmental payback times for an NZEB retrofit. *Building and Environment*, 147, 461-472.

Ballarini, I et Al, 2017. Energy refurbishment of the Italian residential building stock: energy and cost analysis through the application of the building typology. *Energy Policy*, 105, 148-160.

- Berk, J, DeMarzo, P, Venanzi, D, 2009. Capital Budgeting, Pearson-Addison Wesley, Milano.
- Choi, HJ et Al, 2018. A study on variation of thermal characteristics of insulation materials for buildings according to actual long-term annual aging variation. *Int. Journal Thermophys.* 39:2.
- De Giuli, V, Da Pos, O, De Carli, M, 2012. Indoor environmental quality and pupil perception in Italian primary schools. *Building and Environment.* 56, 335-345.
- Dias Pereira, L, Raimondo, D, Corgnati, SP, da Silva, MG, 2014. Energy consumption in schools – A review paper. *Renewable and Sustainable Energy Reviews.* 40, 911-922.
- Hull, JC, 1980. The evaluation of risk in business investment, Pergamon Press, New York.
- Litti, G, et Al, 2018. Life cycle operating energy saving from windows retrofitting in heritage buildings accounting for technical performance decay. *Journal of Building Engineering*, 17, 135-153.
- Marrone, P, et Al, 2018. Energy Benchmarking in Educational Buildings through Cluster Analysis of Energy Retrofitting. *Energies.* 11 (3), 649.
- Niemela, T, Kosonen, R, Jokisalo, J, 2017. Cost-effectiveness of energy performance renovation measures in Finnish brick apartment buildings. *Energy and Building*, 137, 60-75.
- Ortiz, J, et Al, 2016. Cost-effective analysis for selecting energy efficiency measures for refurbishment of residential buildings in Catalonia. *Energy and Buildings*, 128, 442-457.
- Veerbeeck, G, Hens, H, 2005. Energy savings in retrofitted dwellings: economically viable?. *Energy and Buildings*, 37, 747-754.
- Wiklund, U, 2014. PCR 2014:02 Buildings (version 2.0), viewed 4 Mar 2020, <<https://www.environdec.com/PCR/Detail/?Pcr=5950>>.

Assessing maritime transport through LCA and LCC: a literature review

Giovanni Mondello¹, Roberta Salomone¹, Francesco Lanuzza¹, Giuseppe Saija¹

¹Department of Economics, University of Messina, via dei Verdi 75, Messina
(Italy)

Email: giovanni.mondello@unime.it

Abstract

Maritime transport is considered a priority sector due to its relevant importance in economy and mobility but also due to its high contribution to the environmental and economic impacts. In this context, Life Cycle Assessment (LCA) and Life Cycle Costing (LCC) are considered valid and useful methods for assessing both the environmental and economic performance of a product, process, or service following a life cycle perspective. This paper aims to propose a literature review with the scope of providing useful information related to the application of the LCA and LCC methods for assessing the maritime transport sector and, in particular, naval means of transport which causes high environmental and economic. The results related to the literature review are discussed by applying bibliometric, systematic, and network analysis methods. This study is part of the project THALASSA – ARS01_00293 – OR5_task 5.3 (PNR 2015-2020).

1. Introduction

Maritime transport, considering both freight and passenger transportation, represents one of the most important sectors for the European economy, mobility, and society. In this context, Europe manages one-third of the world's merchant fleet and about 400 million passengers move around the European ports each year (EU Commission, 2017). Despite this, shipping transportation also contributes to high environmental and economic impacts and, because of this, it is considered a priority issue by the European Commission. Following the Third IMO GHG study, the average carbon dioxide (CO₂) emissions caused by the shipping sector is about 1,016 million tonnes, while the average annual impacts in terms of greenhouse gasses (GHGs) emissions is equal to 1,038 million tonnes CO₂ equivalent, representing a contribution to the global GHGs emissions for about 2.8%, during the period between 2007-2012, worldwide. The main environmental impacts were related to fuel consumption for which the percentage contribution to the total GHGs emissions ranges between 71% and 76% (IMO, 2014). Regarding the economic aspects and, in particular, the direct, indirect and induced impacts, to the total gross value-added contribution to the Gross Domestic Product (GDP) related to the shipping industry is about 147 billion euros, in Europe, in 2013, representing 1% of the total European GDP. The direct, indirect, and induced impacts respectively contribute to about 38.1%, 41.5%, and 20.4% (Oxford Economics, 2015). This underscores that the main economic impacts are not directly related to the shipping industry itself, but they are due to

the costs in which the shipping companies are involved in the supply chain. These costs may be represented, for example, by goods and services purchased for shipbuilding or ship repairs activities.

Due to its related impacts, the maritime transport sector needs to be continuously monitored and evaluated. In particular, the assessment of the environmental and economic impacts of this sector can be carried out through the application of the Life Cycle Assessment (LCA) (ISO, 2006; ISO, 2006b) and Life Cycle Costing (LCC) (Rebitzer and Hunkeler, 2003) methods, to obtain a detailed analysis, by following a life cycle perspective. In this context, this paper aims to provide a literature review focused on studies in which LCA and LCC methods have been applied for assessing the maritime transport sector and, in particular, naval means of transport. The results are proposed by following three different approaches based on bibliometric, systemic, and network analysis.

To the authors' knowledge, there are no published studies in which a literature review containing both LCA and LCC studies related to the maritime transport sector has been proposed. This is also the first study in which a network analysis is carried out for evaluating articles focused on this specific sector.

The study here presented is part of the project *“Technology And materials for safe Low consumption And low life cycle cost veSSels And crafts (THALASSA) - OR5: Technologies and Systems for the Structures Security and Reduction of Marine Hazard – Task 5.3 – Project code: ARS01_00293 – National Research Programme (PNR) 2015-2020”*.

2. Material and methods

The literature review here presented is carried out by applying three assessment methods, represented by bibliometric (McBurney and Novak 2002), systematic (Khan et al., 2001), and network analysis (Chiesi, 2001). In particular: a) the bibliometric method allows to evaluate the distribution models of the selected articles, by considering specific criteria (e.g. year of publication or scientific journals); b) the systemic approach allows highlighting the main scientific evidence related to the environmental and economic impacts of the shipping sector; c) the network analysis allows a detailed assessment of the main keywords used in the evaluated articles, focusing on the identification of the main macro-areas of interest related to the application of LCA and LCC in this specific sector, on pointing out the interconnection between the different keywords and on the evaluation of the time distribution of the keywords. The network analysis is carried out by using the VOSviewer v. 1.6.15 software (VOSviewer, 2020; Van Eck and Waltman, 2010).

The literature review is performed through “ScienceDirect” (Science Direct, 2020) and “Scopus” (Scopus, 2020) databases. Starting from the aim of the study, the following keywords are selected: “Life Cycle Assessment” OR “LCA” AND “vessel” OR “ship” OR “craft” OR “ferry” (for studies in which LCA has been applied for assessing maritime transport); “Life Cycle Costing” OR “Life Cycle Cost” OR “LCC” AND “vessel” OR “ship” OR “craft” OR “ferry” (for studies in which LCC has been applied for assessing maritime transport). The period considered

is until May 2020. The keywords adopted allow finding 939 published articles, books, and chapters of books, in the first step of the literature analysis. To obtain a more specific analysis and to reduce the number of studies to be evaluated, general and specific criteria are adopted. In particular, the general criteria are based on selecting: 1) articles written in English; 2) studies published in international scientific journals and books; and 3) studies based on the most important area of interest related to the object of the study (e.g. environmental science, engineering, economy, etc). Besides, the specific criteria focus on: 1) studies in which the LCA method has been adopted for assessing the potential environmental impacts of naval means of transport; 2) studies in which the LCC method has been applied the positive and negative economic impacts related to naval means of transport; and 3) studies in which the environmental and/or economic impacts of naval means of transport were evaluated.

The application of the criteria allows finding 98 studies to be evaluated to satisfy the aim of the present literature review. In particular, 94 studies are represented by articles published in international scientific journals, while 4 studies have been published as chapters of books.

3. Results and discussion

The bibliometric analysis allows underscoring that, among the 98 analyzed studies, 59 articles are related to the evaluation of the environmental impacts and/or to the application of the LCA method, 30 articles are based on the assessment of the economic performance and/or the application of the LCC method, while 9 studies are related to the assessment of both the environmental and economic performance of naval structures. Also, figure 1 shows the results of the bibliometric analysis related to the time distribution of the analyzed studies. The interest by the scientific community in the assessment of the environmental and economic impacts of the maritime transport sector and, in particular of naval means of transport, increased since 2013, except for 2017. In particular, the highest number of studies were published in 2018 (14 articles).

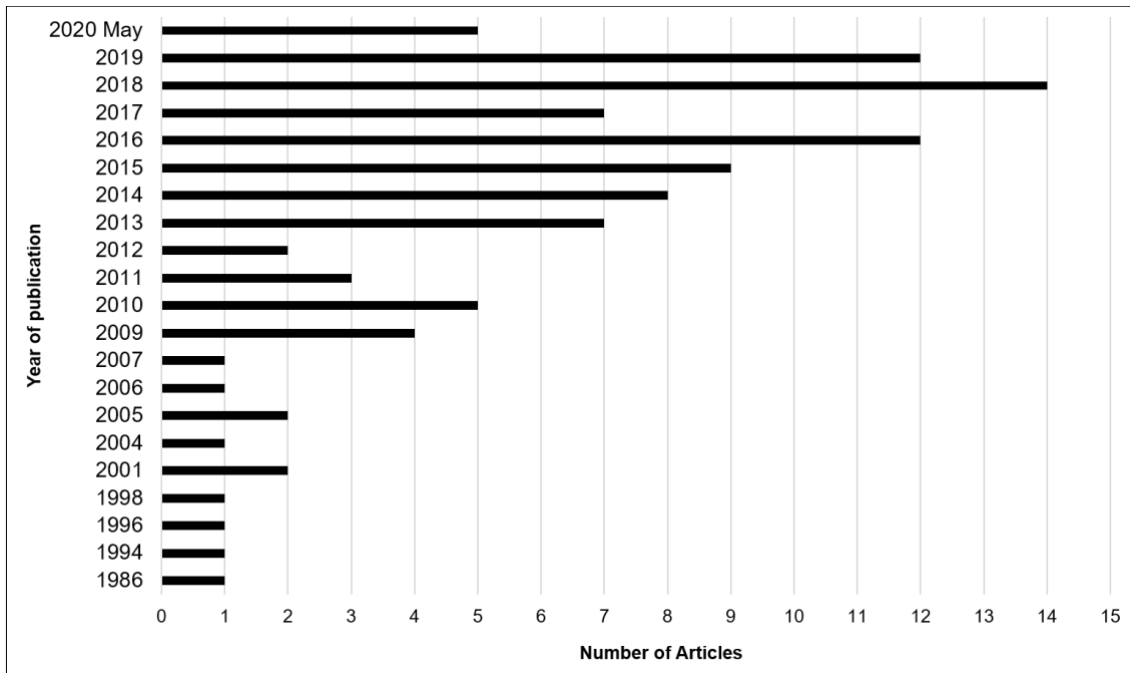


Figure 1: Bibliometric analysis based on the year of publication.

The bibliometric analysis also allows highlighting that the 98 studies analyzed through the literature review have been published in 47 different international scientific journals and 4 scientific books. In particular, the *Journal of Cleaner Production* and *Ocean Engineering* represent the journals in which the higher number of articles, related to the object of this study, have been published (respectively 13 and 9 articles). This highlights the fact that the main theme of interest related to the assessment of naval means of transport is focused on environmental concern.

Regarding the systemic analysis, the results underscore that different studies (about 60%) are focused on the assessment of the environmental impacts connected to different life cycle stages of a different type of naval means of transport (e.g. ferry, car-ferry, fishing vessel, etc.), performed using the LCA method (e.g. Blanco-Davis et al., 2014) or specific mathematical models (Bilgili and Celebi, 2015). The main life cycle stages evaluated among the studies are represented by the design phase, operation phase (consisting in the use of the ship), and End of Life (EoL) phase. Regarding the activities associated with the design phase, different studies highlight that optimizing the materials in the upstream stages allows the reduction of the environmental impacts among the downstream phases (Favi et al., 2019). The studies focused on the assessment of the environmental performance of the use phase (operation) are mainly represented by comparative analysis between different fuel options (e.g. Bengtsson et al., 2014; Gilbert et al., 2018; Ammar, 2019). The LCA studies based on the assessment of the EoL phase provide useful information regarding the environmental performance of different scenarios for ship disposal (e.g. Carvalho et al., 2011). In particular, one of the main problems related to the assessment of the EoL phase is the fact that naval structures are commonly

made up of composite materials that are difficult to be disposed and sometimes need to be treated as hazardous waste. Regarding the published studies focusing on the evaluation of the economic impacts, the literature review carried out allows highlighting that the terms “life cycle costing” and “life cycle cost” are not always related to the LCC method. Indeed, these terms are commonly referred to specific activities that have the scope of reducing the cost among the different life cycle phases of a ship (e.g. improvement of maintenance activities to avoid monetary losses during the operation stage) (Gong and Frangopol, 2019; Gong et al., 2020). Different studies, in which the LCC method is applied for evaluating the economic impacts, are based on an integrative approach in which LCC is combined with LCA. These studies are focused on both methodological aspects (e.g. Jeong et al., 2018) and applicative analysis (e.g. Çelebi et al., 2019). An interesting study, in which LCC and LCA were applied for evaluating both the economic and environmental impacts of a ship, has been proposed by Wang et al. (2018). In particular, the authors proposed an optimal scenario for hull maintenance intending to improve the ship’s environmental and economic performance.

Figure 2 shows the results obtained from the network analysis. The analysis has been performed focusing the attention on the keywords used among the 98 articles selected for carrying out the literature review. In particular, 368 different keywords were highlighted. For satisfying the scope of the present study, the keywords cited two or more times were selected, allowing to reduce the total number from 368 to 73 different terms. The main results highlight that the most adopted keyword is “Life Cycle Assessment” (cited in 37 articles) followed by the terms “LCA” and “impact assessment” (both used in 10 studies). The network analysis also allows underscoring eight different macro-areas referred to (Figure 2): 1) the LCA method; 2) the assessment of the environmental impacts; 3) the maritime transport; 4) the life cycle thinking approach; 5) the maintenance activities connected to corrosion processes; 6) the concept of reliability; 7) the emissions caused by ship; and 8) the activities related to the dry docking. The macro-areas allow underscoring, on the one hand, that the environmental concerns are considered relevant when the naval means of transport are evaluated, on the other, that corrosion processes are considered one of the main problems related to the shipping sector and consequently that the reliability of ship is fundamental.

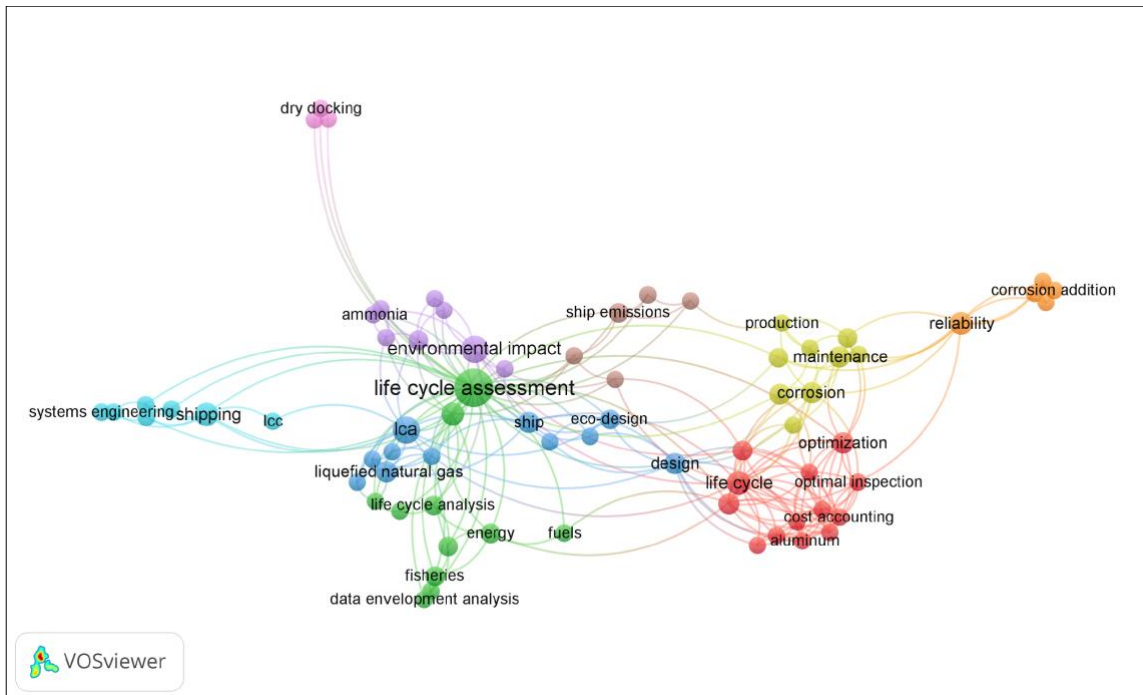


Figure 2: Network analysis results based on the assessment of the 73 observed keywords.

Analyzing in-depth the keyword “Life Cycle Assessment”, the results obtained from the network analysis (Figure 3) allows highlighting that the LCA method is commonly adopted for assessing the emissions and the resources use among the life cycle phases of the naval structure. The analyses are mainly focused on the design phase and fuel comparison. In addition, the results confirm the findings obtained through the systemic analysis for which LCA is commonly integrated with the LCC method.

Figure 4. Network analysis results based on the time distribution (per year) of the 73 analyzed keywords.

4. Conclusions

This study aimed to propose a literature review related to studies in which LCA and LCC methods have been applied for evaluating the environmental and economic performance of naval means of transport. The study was performed by carrying out bibliometric, systemic, and network analyses on 98 different studies. The main results obtained from the bibliometric analysis underscored that the interest in this specific area increased since 2013, with the highest number of articles published in 2018. Besides, the articles have been mainly published in journals based on environmental and engineering concerns. The systemic analysis highlighted that LCA has been widely adopted for assessing specific life cycle stages, such as design, use, and EoL. Despite this, none studies have been applied for evaluating the whole life cycle of naval means of transport. Furthermore, the terms Life Cycle Costing and Life Cycle Cost were adopted without directly referring to the LCC method, but considering general activities for optimizing the cost among the life cycle of ships. On the contrary, few studies were oriented on the application of the LCC method. These results underscore that terminology may vary between different research areas and that terms may be not always be adopted for describing a common procedure. The results related to the network analysis highlighted that “Life Cycle Assessment” was the keyword mainly used among the selected articles. This is in line with the findings of the systemic analysis for which about 60% of the studies were focused on the application of the LCA method. In addition, during the last years, increasing attention by the scientific community on the evaluation of the sustainability and Circular Economy concepts has been pointed out.

5. References

- Ammar, NR, 2019. Environmental and cost-effectiveness comparison of dual fuel propulsion options for emissions reduction onboard LNG carriers. *Brodogradnja: Teorija i praksa brodogradnje i pomorske tehnike*, 70(3), 61-77.
- Bengtsson, SK, Fridell, E, Andersson, KE, 2014. Fuels for short sea shipping: A comparative assessment with focus on environmental impact. *Proc. IME. M – J. Eng. Marit. Environ.* 228(1), 44-54.
- Bilgili, L, Celebi, UB, 2015. Emission estimation of cargo ships according to ship main dimensions and annual emission footprint calculation. *Fresenius Env. Bull.* 24(3), 1054-1062.
- Blanco-Davis, E, Del Castillo, F, Zhou, P, 2014. Fouling release coating application as an environmentally efficient retrofit: a case study of a ferry-type ship. *Int. J. of Life Cycle Ass.* 19(10), 1705-1715.
- Carvalho, IS, Antão, P, Soares, CG, 2011. Modelling of environmental impacts of ship dismantling. *Ships Offshore Struc.* 6(1-2), 161-173.

- Çelebi, UB, Bilgili, L, Yılmaz, B, 2019. Life Cycle Cost Analysis For The Yaw Damping System Of A Warship From A Financial Viewpoint. *Brodogradnja: Teorija i praksa brodogradnje i pomorske tehnike*, 70(1), 1-9.
- Chiesi, AM, 2001. Network Analysis. *International Encyclopedia of the Social and Behavioral Sciences*.
- Choi, JK, Kelley, D, Murphy, S, Thangamani, D, 2016. Economic and environmental perspectives of end-of-life ship management. *Resour. Conserv. Recy.* 107, 82-91.
- Drakopoulos, S, Salonitis, K, Tsoukantas, G, Chryssolouris, G, 2009. Environmental impact of ship hull repair. *Int. J. Sustain. Manu.* 1(3), 361-374.
- EU Commission, 2017. European Commission. Maritime year: EU priorities and actions– Mobility and Transport, viewed 26 Aug 2020, https://ec.europa.eu/transport/modes/maritime/maritime-transport_en.
- Favi, C, Campi, F, Germani, M, Mandolini, M, 2019. A data framework for environmental assessment of metal arc welding processes and welded structures during the design phase. *Int. J. Adv. Manuf. Tech.* 105(1-4), 967-993.
- Gilbert, P, Walsh, C, Traut, M, Kesieme, U., Pazouki, K, Murphy, A, 2018. Assessment of full life-cycle air emissions of alternative shipping fuels. *J. Clean. Prod.* 172, 855-866.
- Gong, C, and Frangopol, DM, 2019. Preferred dry-docking interval of corroded ship hull girders based on cumulative prospect theory. *Ocean Eng.* 192, 106440.
- Gong, C, Frangopol, DM, Cheng, M, 2020. Risk-based decision-making on corrosion delay for ship hull tankers. *Engineering Structures*, 212, 110455.
- IMO, 2014. Third IMO GHG Study 2014 – Final Report, Reduction of GHG emissions from ships. International Maritime Organization (IMO), Marine Environment Protection Committee, 67th session, Agenda item 6, June 2014.
- ISO, 2006a. International Organisation for Standardisation (ISO). ISO 14040:2006. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework; International Standards Organisation: Geneva, Switzerland, 2006.
- ISO, 2006b. International Organisation for Standardisation (ISO). ISO 14040:2006. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework; International Standards Organisation: Geneva, Switzerland, 2006.
- Jeong, B, Wang, H, Oguz, E, Zhou, P, 2018. An effective framework for life cycle and cost assessment for marine vessels aiming to select optimal propulsion systems. *J. Clean. Prod.* 187, 111-130.
- Khan, KS, Ter Riet, G, Glanville, J, Sowden, AJ, Kleijnen, J, 2001. Undertaking systematic reviews of research on effectiveness: CRD's guidance for carrying out or commissioning reviews (No. 4 (2n)). NHS Centre for Reviews and Dissemination.

Landamore, M, Birmingham, R, Downie, M, 2007. Establishing the economic and environmental life-cycle costs of marine systems: A case study from the recreational craft sector. *Mar. Technol.* 44(2), 106-117.

McBurney, MK, and Novak, PL, 2002. What is bibliometrics and why should you care?. In *Proceedings. IEEE international professional communication conference* (pp. 108-114). IEEE.

Oxford Economics, 2015. The economic value of the EU shipping industry-update. A report for the European Community Shipowners' Association (ECSA).

Rebitzer, G, and Hunkeler, D, 2003. Life cycle costing in LCM: ambitions, opportunities, and limitations. *Int. J. Life Cycle Ass.* 8 (5) 253–256.

ScienceDirect, 2020. Viewed 2 June 2020. <https://www.sciencedirect.com/>.

Scopus, 2020. Viewed 2 June 2020. <https://www.scopus.com/>.

Van Eck, NJ, and Waltman, L, 2010. Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. *Scientometrics*, 84(2), 523-538.

VOSviewer, 2020. VOSviewer version 1.6.15, viewed 3 July 2020, <https://www.vosviewer.com/>.

Wang, H, Oguz, E, Jeong, B, Zhou, P, 2018. Life cycle cost and environmental impact analysis of ship hull maintenance strategies for a short route hybrid ferry. *Ocean Eng.* 161, 20-28.

Life cycle assessment of AlTiN thin films deposited by magnetron sputtering

Simone Battiston¹, Stefania Fiameni¹, Valentina Castellani², Simona Barison¹, Lidia Armelao^{1,3}

¹Institute of Condensed Matter Chemistry and Technologies for Energy - National Research Council of Italy, ICMATE – CNR, C.so Stati Uniti 4, 35127 Padua, Italy.

²LCA Expert, via don Bartolomeo Grazioli, 33, 20161 Milan, Italy

³Department of Chemical Sciences, University of Padua, Via Marzolo 1, 35131, Padua, Italy

Email: simone.battiston@cnr.it

Abstract

The goal of the study was to identify the environmental hotspots of a lab scale experimental campaign of AlTiN based magnetron sputtering thin film deposition onto laminated steel. Results highlighted that the main impacts were related to the electricity consumed in instruments operations. Several optimization strategies were evaluated to reduce the overall impacts, and to improve the environmental profile of the lab activity.

1. Introduction

Life Cycle Assessment (LCA) of laboratory activities is generally performed in the context of funded research projects, as a starting point for identifying hotspots of innovative processes and emerging technologies at low Technology Readiness Level (Buyle et al., 2019; Moni et al., 2020). However, LCA studies of experimental activities can also help to identify the critical steps in terms of environmental impact and can be useful to support the design of more optimized experimental set-ups, addressing to more sustainable laboratory activities.

In this work, a life cycle assessment (LCA) study of AlTiN based coating experimental campaign of commercial steel sheets by physical vapor deposition (PVD) reactive direct current (DC) magnetron sputtering was carried out. This kind of material is widely used in many industrial fields as wear resistant coating in cutting tools, in the aero-engine sector, as diffusion barriers in integrated circuits, and in bio-implants (Chakrabarti et al., 2002; Gago et al., 2013; PalDey and Deevi, 2003; Subramanian et al., 2011). In addition to its hardness, AlTiN main feature is the capability of giving rise to a formation of a dense, highly adhesive, and protective Al₂O₃ layer, when exposed to high temperature (up to 900 °C), retarding diffusion processes and, thus, preventing from the corrosion phenomena (Chen et al., 2011, 2007; Schäffer and Kleer, 2000; Vaz et al., 1997).

2. Goal and scope

The goal of the study was to identify the environmental hotspots of an experimental lab scale research work regarding PVD magnetron sputtering deposition of AlTiN based thin films (3 μm thickness). The aim was to provide useful insights for supporting the design of the next research campaigns, or instrumental set-ups, with lower environmental impacts.

As already observed by previous studies (Corona et al., 2018; Elginöz et al., 2020; Piccinno et al., 2018; Wender et al., 2014), a preliminary LCA screening of the lab process under study confirmed that energy consumption was the most critical environmental issue in this type of lab activity, whereas the consumable material impact resulted negligible. Actually, there could be several parameters of the experimental design setting that can significantly affect the energy consumption of the deposition campaign. Therefore, the present work analyses the potential effects of these parameters on the environmental profile of the experimental activity, with the aim of identifying the optimal conditions to minimize the environmental impacts of the PVD process at laboratory scale.

The parameters analyzed were:

- Number of substrates hosted on the sample-holder (i.e. frequency of the deposition chamber opening). For simplicity, this parameter was named “smp-holder”.
- Frequency of apparatus cleaning (i.e. frequency of the deposition chamber opening).
- Presence of a pre-chamber to keep the deposition chamber in vacuum conditions, even when introducing a new substrate sets.

3. Coating process

In this work, an LCA study of an AlTiN based coating of commercial steel sheets by reactive DC magnetron sputtering was performed. Experimental data came from a sputtering process carried out starting from a base pressure of 5.0×10^{-5} Pa, maintained for 24 h prior the deposition process, employing AlTi target (50:50 wt%, 99.9 % pure, 50.8 mm diameter, purchased by MaTeck GmbH). The total working pressure was 5.3×10^{-1} Pa, composed of a mixture of Ar (99.9997%) and 25% of N_2 (99.998%). Substrates underwent ultrasonic cleaning in solvents (an alcoholic mixture) prior to be manually inserted in the deposition chamber, in front of the target with a distance set at 45 mm, onto a sample-holder rotating disk that can host up to 3 substrates with 50 mm maximum edge. The deposition rate was 17.0 nm min^{-1} employing power supply of 3.5 W cm^{-2} . The depositions were performed maintaining the substrates at $450 \text{ }^\circ\text{C}$ by a lamp system. A process time of 3 h was set to obtain an AlTiN based film thickness of 3 μm . Sandblasting cleaning was performed using alumina powder (corundum with grain size of 80 μm) by two different instrumentations depending on the piece size (target shields and sample-holder). The ultrasonic cleanings were carried out using deionized water and a solution 50% by volume of isopropyl (99.5%, Alfa Aesar) and ethyl

alcohols (Absolute, Carlo Erba). The substrates were finally dried with nitrogen prior to be inserted in the deposition chamber.

Figure 1 illustrates the system boundaries of the process analysed in this study, identifying inputs and outputs of the main steps included.

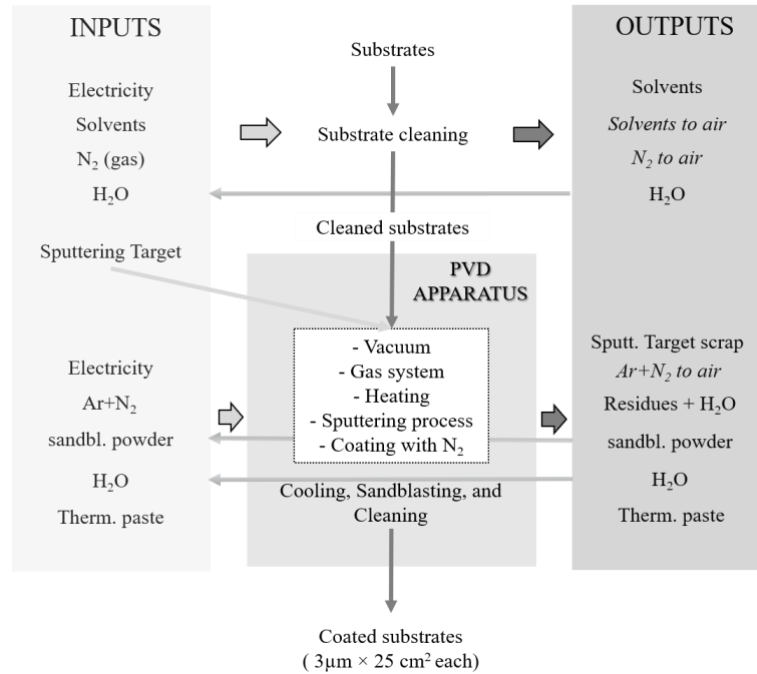


Figure 1: Main steps with related inputs and outputs of the whole process for obtaining coated substrates.

The manual labour, the infrastructures, the instrumentations, and their maintenance were not considered. In particular, the facilities generally have a lifetime of decades (Bauer et al., 2008) and are often used for many other purposes and projects. The transportation of gases used in the sputtering process (N₂ and Ar) was also excluded, due to the proximity of the production plant to the laboratory (less than 1 km).

4 Data sources

Activity data about the deposition process, i.e. electricity consumption, quantity and type of solvents, gas and other inputs and quantity and type of wastes and emissions were primary data collected during a PVD deposition process conducted at the National Research Council of Italy laboratories in Padua, between 2017 and 2018 (Battiston et al., 2019). Distances between supplier locations of substrate, solvents, AlTi target, and thermal contact paste were calculated using Google Maps and the addresses of the suppliers. Activity data were associated to Life Cycle Inventory data on electricity generation, gas production, transport, etc., retrieved from Ecoinvent 3.5 database, with a good temporal representativeness (data from 2004 to 2018).

5 Functional Unit

The function of the system analysed was the coating of laminated steel substrates by PVD magnetron sputtering deposition of AlTi target. The functional unit (F.U.) considered for the study is 50 coated samples, each one with an area of 25 cm² and an AlTiN based film thickness of 3 µm. This functional unit was chosen as a typical number for a small experimental research campaign.

The resulting reference flow (number of operating cycles) was different depending on the considered experimental conditions (e.g. number of samples in the same sample-holder). The operating cycle included the following activities: vacuum cycle, deposition cycle, and cleaning cycle.

6 Life Cycle Impact assessment

The Life Cycle Impact Assessment method applied was EF 2.0 (European Commission, 2018). The complete inventory analysis of this work can be found in a paper recently submitted for publication (Fiameni et al., 2020). Figure 2 shows the contribution analysis of results referred to the functional Unit of the study (deposition of 50 substrates with AlTiN based thin films of 3 µm), assuming to use a sample holder with one sample at a time.

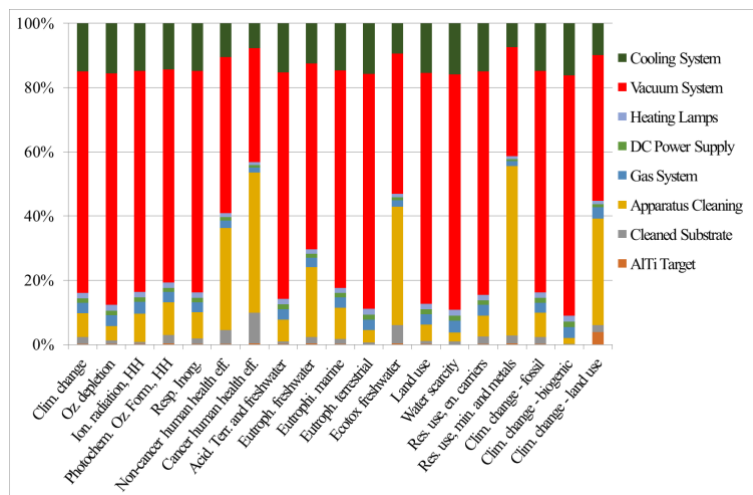


Figure 2: contributions analysis of characterized results calculated with EF 2.0 method. F.U.: 50 AlTiN coated samples using a sample holder of 1 sample at time (1 smp-holder).

As observed in the graph in figure 2, the most impacting activity is the Vacuum System, and its relevance was confirmed by the characterized, normalized, and weighted impact results shown in figure 3. Its contribution to the total impacts was estimated to be 63%, followed by Apparatus Cleaning and Cooling System with both 14%. The main impact driver for those processes resulted to be the electricity consumption (83%). Climate Change, Resource Use (Energy Carriers), Acidification (Terrestrial and Freshwater), and Cancer Human Health Effects were the most relevant impact categories with a contribution of 25%, 17%, 11%, and 10%, respectively.

Since electricity (used mainly for creating the vacuum conditions and for cleaning and cooling of the apparatus) resulted the main environmental impact source,

several options were tested in order to reduce its amount and, consequently, the environmental impacts generated by the experimental campaign considered.

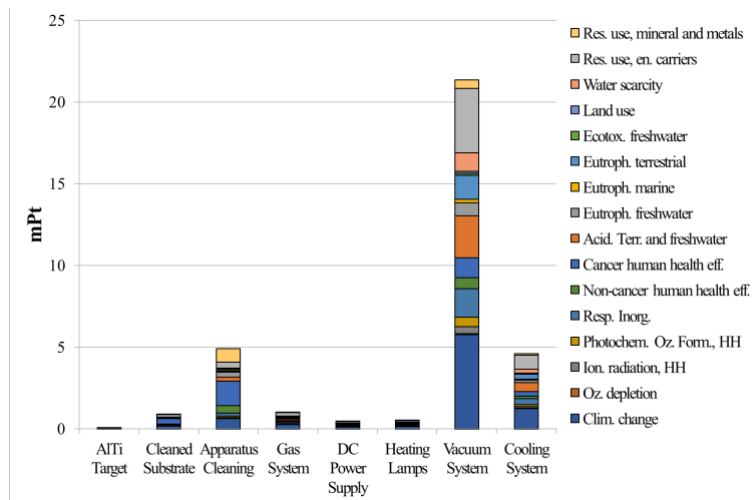


Figure 3: results of characterization, normalization and weighting with EF 2.0 method. F.U.: 50 AITiN coated samples using a sample holder of 1 sample at a time (1 smp-holder).

The first solution analyzed was the use of a sample-holder able to host more than 1 sample at a time (namely 3, 6 and 9): higher number of hosted samples lower the deposition chamber opening frequency, i.e. the need of supplying the vacuum system. Figure 4 shows as the total impacts decreased with the amount of hosted samples (smp-holder parameter). The trend of this reduction was not linear: the difference of impact between the system with 1 and 3 substrates was higher than the difference observed between the systems with 6 and 9 substrates. The reason for this behaviour was that some activities depended on the substrate number, others not, and others else only partially.

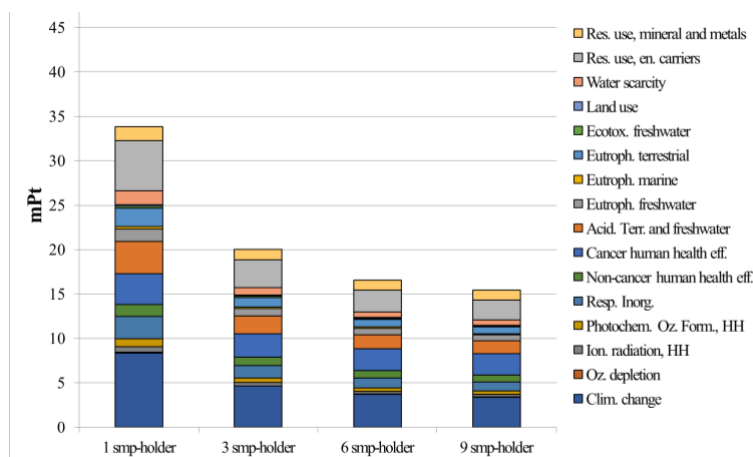


Figure 4: comparison of weighted impacts of deposition processes as a function of the smp-holder parameter, which represents the sample-holders that can host 1, 3, 6, and 9 substrates, respectively.

The apparatus cleaning frequency, fixed to be performed after 9 depositions, can vary with respect to aleatory events, instrumental setup, or nature of sputtered materials. For these reasons, this cleaning periodicity (which involves deposition chamber venting), being an important process hotspot, was changed to highlight how it can affect the whole system impacts. Figure 5 lists the whole environmental impacts of deposition processes as a function of the apparatus cleaning frequency (namely, after 9, 18, and 50 depositions) and number of substrates hosted onto sample-holder (3, 6, and 9). When the sample-holder hosted 3 substrates, the whole impacts decreased of 12% and 20%, increasing the apparatus cleaning frequency from 9 to 18 and 50 depositions, respectively. This trend was more marked when the sample-holder hosted 6 substrates (15% and 24%, respectively) and in case of 9 substrates (16% and 26%, respectively).

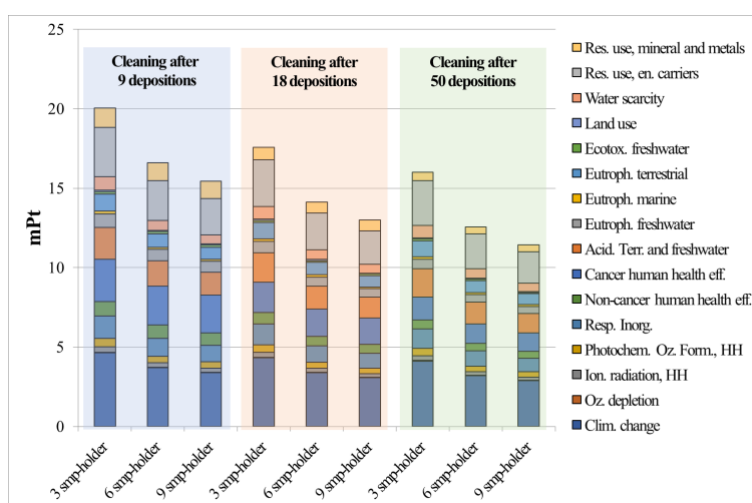


Figure 5: comparison of environmental impacts of deposition processes as a function of the apparatus cleaning frequency (namely, after 9, 18, and 50 depositions) and smp-holder parameter, which represents the sample-holder that can host 3, 6, and 9 substrates, respectively.

The use of a pre-chamber was also evaluated for introducing and extracting the substrates, allowing to carry out the deposition chamber venting only when apparatus cleaning is necessary. The use of a pre-chamber can affect the process impacts as a function of the substrates number hosted onto sample-holder, decreasing the total process impacts, particularly when up to 3 samples were considered. Over 3 substrates hosted onto sample-holder, this dependence was gradually more negligible, becoming disadvantageous when the number of substrates corresponds to the apparatus cleaning frequency.

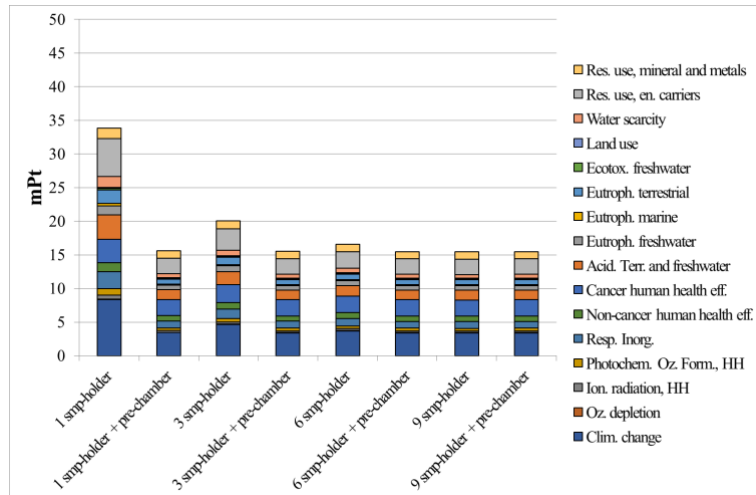


Figure 6: comparison of weighted environmental impacts of deposition processes (with the apparatus cleaning frequency of 9 depositions) as a function of pre-chamber employment and smp-holder parameter, which represents the sample-holder that can host 1, 3, 6, and 9 substrates, respectively.

7 Discussion and Conclusion

Results confirmed that the main driver of environmental impacts in laboratory activities was the use of electricity for the operation of instruments. Being aware of this hotspot, several optimization strategies may be adopted to reduce the overall electricity consumption, and to improve the environmental profile of experimental activities. In the experimental campaign under study, the Vacuum System was demonstrated to be the most impacting process, followed by the Apparatus Cleaning and the Cooling System. The main contributor for these impacts was found to be the electricity related to the pumping time needed to create the desired vacuum conditions. LCA results also showed how the use of pre-chamber can help to maintain low the overall environmental impacts, attenuating the effect of the substrate number hosted by the sample-holder. On the basis of those evaluations, the optimal configuration, identified as 6 substrates and the pre-chamber use, led to a reduction of 54% and 23% with respect to the use of the sample-holder with 1 and 3 substrates (without pre-chamber) were obtained, respectively.

8 Acknowledgments

The authors are grateful to Francesco Montagner, CNR-ICMATE, for the valuable support for PVD magnetron sputtering apparatus inventory assessment, and MaTeck GmbH for data and information regarding the sputtering target production. This work has been funded by the Italian National Research Council - Italian Ministry of Economic Development Agreement 2019 – 2021 “Ricerca di Sistema Elettrico Nazionale”.

9 References

- Battiston, S., Montagner, F., Fiameni, S., Famengo, A., Boldrini, S., Ferrario, A., Fanciulli, C., Agresti, F., Fabrizio, M., 2019. AlTiN based thin films for degradation protection of tetrahedrite thermoelectric material. *J. Alloys Compd.* 792, 953–959. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2019.04.116>
- Bauer, C., Buchgeister, J., Hischer, R., Poganietz, W.R., Schebek, L., Warsen, J., 2008. Towards a framework for life cycle thinking in the assessment of nanotechnology. *J. Clean. Prod.* 16, 910–926. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2007.04.022>
- Buyle, Audenaert, Billen, Boonen, Van Passel, 2019. The Future of Ex-Ante LCA? Lessons Learned and Practical Recommendations. *Sustainability* 11, 5456. <https://doi.org/10.3390/su11195456>
- Chakrabarti, K., Jeong, J.J., Hwang, S.K., Yoo, Y.C., Lee, C.M., 2002. Effects of nitrogen flow rates on the growth morphology of TiAlN films prepared by an rf-reactive sputtering technique. *Thin Solid Films* 406, 159–163.
- Chen, L., Holec, D., Du, Y., Mayrhofer, P.H., 2011. Influence of Zr on structure, mechanical and thermal properties of Ti-Al-N. *Thin Solid Films* 519, 5503–5510. <https://doi.org/10.1016/j.tsf.2011.03.139>
- Corona, A., Ambye-Jensen, M., Vega, G.C., Hauschild, M.Z., Birkved, M., 2018. Techno-environmental assessment of the green biorefinery concept: Combining process simulation and life cycle assessment at an early design stage. *Sci. Total Environ.* 635, 100–111. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.357>
- Elginöz, N., Atasoy, M., Finnveden, G., Cetecioglu, Z., 2020. Ex-ante life cycle assessment of volatile fatty acid production from dairy wastewater. *J. Clean. Prod.* 269, 122267. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122267>
- Fiameni, S., Battiston, S., Castellani, V., Barison, S., Armelao, L., 2020. Implementing sustainability in laboratory activities: a case study on AlTiN based thin film magnetron sputtering deposition onto commercial laminated steel. *J. Clean. Prod.* 285, 124869. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124869>
- Gago, R., Soldera, F., Hübner, R., Lehmann, J., Munnik, F., Vázquez, L., Redondo-Cubero, A., Endrino, J.L., 2013. X-ray absorption near-edge structure of hexagonal ternary phases in sputter-deposited TiAlN films. *J. Alloys Compd.* 561, 87–94. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2013.01.130>
- Moni, S.M., Mahmud, R., High, K., Carbajales-Dale, M., 2020. Life cycle assessment of emerging technologies: A review. *J. Ind. Ecol.* 24, 52–63. <https://doi.org/10.1111/jiec.12965>
- PalDey, S., Deevi, S.C., 2003. Single layer and multilayer wear resistant coatings of (Ti,Al)N: A review. *Mater. Sci. Eng. A* 342, 58–79. [https://doi.org/10.1016/S0921-5093\(02\)00259-9](https://doi.org/10.1016/S0921-5093(02)00259-9)
- Piccinno, F., Hischer, R., Seeger, S., Som, C., 2018. Predicting the environmental impact of a future nanocellulose production at industrial scale: Application of the life cycle assessment scale-up framework. *J. Clean. Prod.* 174, 283–295. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.226>

Schäffer, E., Kleer, G., 2000. Mechanical behavior of (Ti,Al)N coatings exposed to elevated temperatures and an oxidative environment. *Surf. Coatings Technol.* 133–134, 215–219. [https://doi.org/10.1016/S0257-8972\(00\)00939-7](https://doi.org/10.1016/S0257-8972(00)00939-7)

Subramanian, B., Muraleedharan, C. V., Ananthakumar, R., Jayachandran, M., 2011. A comparative study of titanium nitride (TiN), titanium oxy nitride (TiON) and titanium aluminum nitride (TiAlN), as surface coatings for bio implants. *Surf. Coatings Technol.* 205, 5014–5020. <https://doi.org/10.1016/j.surfcoat.2011.05.004>

Vaz, F., Rebouta, L., Andritschky, M., da Silva, M.F., Soares, J.C., 1997. Thermal oxidation of $Ti_{1-x}Al_xN$ coatings in air. *J. Eur. Ceram. Soc.* 17, 1971–1977. [https://doi.org/10.1016/S0955-2219\(97\)00050-2](https://doi.org/10.1016/S0955-2219(97)00050-2)

Wender, B.A., Foley, R.W., Prado-Lopez, V., Ravikumar, D., Eisenberg, D.A., Hottle, T.A., Sadowski, J., Flanagan, W.P., Fisher, A., Laurin, L., Bates, M.E., Linkov, I., Seager, T.P., Fraser, M.P., Guston, D.H., 2014. Illustrating anticipatory life cycle assessment for emerging photovoltaic technologies. *Environ. Sci. Technol.* 48, 10531–10538. <https://doi.org/10.1021/es5016923>

LCA di diverse configurazioni realizzative per un impianto fotovoltaico piano con moduli ad eterogiunzione

Andrea Danelli¹, Alessia Gargiulo¹, Pierpaolo Girardi¹

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

Email: andrea.danelli@rse-web.it

Abstract

La valutazione del potenziale impatto ambientale delle diverse tecnologie di generazione fotovoltaica, ed il confronto tra di esse, è di primaria importanza per il settore energetico che mira ad essere sostenibile dal punto di vista ambientale oltre che economico. Nel presente lavoro vengono presentati i risultati dell'analisi LCA relativa ad un ipotetico impianto della potenza di 85 MW dotato di moduli bifacciali ad eterogiunzione; nello specifico si analizzano tre possibili configurazioni dell'impianto: i) con i moduli montati su inseguitore mono-assiale; ii) con i moduli installati su struttura fissa; iii) un impianto agrivoltaico in cui si abbina la produzione elettrica alla coltivazione agricola. Per valutare l'influenza della radiazione solare incidente sui risultati dello studio LCA, si considerano due possibili siti in cui realizzare l'impianto, Piacenza e Catania. Lo scopo è dunque quello di comparare le diverse configurazioni dal punto di vista ambientale e individuare, se esiste, la soluzione ottimale.

1. Introduzione

Il processo di sviluppo delle rinnovabili, e quindi anche del fotovoltaico, per essere tale da consentire il raggiungimento degli obiettivi fissati dal PNIEC (potenza FV installata cumulativa pari a 50 GW con una energia elettrica prodotta annua di 72 TWh) deve da un lato essere economicamente vantaggioso, e dall'altro lato deve garantire la sostenibilità ambientale. È evidente quindi che la valutazione dell'impatto ambientale delle diverse tecnologie di generazione fotovoltaica, ed il confronto tra di esse, risulta essere di primaria importanza per il settore energetico che mira ad essere sostenibile dal punto di vista ambientale oltre che economico.

Lo strumento individuato per la valutazione dei potenziali impatti ambientali relative alle diverse tecnologie di generazione fotovoltaica è l'analisi LCA secondo gli standard ISO 14040 e ISO 14044; questa metodologia consente di stimare una serie di indicatori, tra cui le emissioni di gas climalteranti ed il consumo di materia prima, considerando l'intero ciclo di vita del bene o del servizio oggetto di analisi, nel nostro caso un impianto fotovoltaico innovativo dotato di moduli bifacciali ad eterogiunzione montati su inseguitori solari mono-assiali. Gli indicatori ambientali sono stati selezionati in ottemperanza alle linee guida della commissione EU sulla LCA (JRC, 2011).

Il presente studio contribuisce a colmare l'attuale ridotta informazione sull'LCA degli impianti fotovoltaici nella loro interezza; infatti attualmente in letteratura si possono reperire studi LCA riferiti principalmente o al singolo componente dell'impianto fotovoltaico, o ad impianti fotovoltaici che non fanno uso delle tecnologie innovative ad alta efficienza. Grazie alla partecipazione di RSE al progetto GOPV (<http://www.gopvproject.eu/>) finanziato dal programma EU H2020, è stato possibile operare a stretto contatto con i produttori di moduli, inverter, tracker e con i gestori di impianti fotovoltaici, consentendo di condurre un'analisi LCA basata su dati primari anziché di sola letteratura, dando allo studio un valore aggiunto.

Nel presente lavoro vengono presentati i risultati dell'analisi LCA relativa ad un ipotetico impianto della potenza di 84,73 MW; nello specifico si sono analizzate tre possibili configurazioni dell'impianto: i) con i moduli montati su inseguitore mono-assiale; ii) con i moduli installati su una struttura fissa; iii) ed infine un impianto agrivoltaico in cui la struttura di supporto dei moduli ha un'altezza tale da consentire la coltivazione agricola sulla superficie sottostante. Per valutare l'influenza della radiazione solare incidente sui risultati dello studio LCA, si sono considerati due possibili siti in cui realizzare l'impianto, Piacenza e Catania.

2. Obiettivo del lavoro e metodo

Obiettivo della LCA è la valutazione dei potenziali impatti di soluzioni fotovoltaiche innovative. In particolare, vengono prese in considerazione tre diverse configurazioni di impianto composto da moduli bifacciali ad eterogiunzione e due diverse localizzazioni geografiche. L'unità funzionale è l'unità di energia in corrente alternata prodotta dall'impianto, nelle diverse configurazioni e localizzazioni.

Per quanto riguarda i confini del sistema analizzato vengono presi in considerazione come componenti dell'impianto i moduli, il tracker e l'inverter, mentre non rientrano nell'analisi i collegamenti alla rete. Per ciascun componente sono incluse le fasi di costruzione ed esercizio dell'impianto, ma non il fine vita, in quanto per questa fase, al contrario delle altre, non sono disponibili dati primari in virtù del fatto che gli impianti esistenti non hanno ancora raggiunto il termine della loro vita utile. Studi recenti, come quello di Latunussa et al. del 2016, convergono nel sostenere che la fase del fine vita non contribuisce per più del 4% delle emissioni di gas climalteranti. Nell'ambito della fase di esercizio è stata considerata la manutenzione dell'impianto in termini di sostituzione degli inverter e sostituzione degli attuatori dei tracker (quest'ultima sulla base di probabilità di guasto). Per la fase di cantierizzazione in situ è stata inclusa solo l'installazione del tracker e della struttura di supporto (per cui si dispone di dati affidabili). La Figura 5 riporta in maniera schematica i confini del sistema adottati nel presente studio LCA. Nella fase d'inventario si è fatto uso sia di dati primari (forniti da alcuni produttori e partner coinvolti nel progetto GOPV) sia di dati secondari da database Ecoinvent 3.3.

Le categorie di impatto analizzate sono quelle suggerite nelle linee guida del JRC del 2011, con livello di affidabilità I e II, oltre al CED (Cumulative Energy

Demand). Fa eccezione la categoria radiazioni ionizzanti che viene tralasciata in quanto non rilevante per il sistema analizzato.

3. Caratteristiche degli impianti PV analizzati ed inventario dei dati

Lo studio di LCA ha considerato un ipotetico impianto fotovoltaico in cui vengono adottate le tecnologie innovative sviluppate nell'ambito del progetto GOPV a cui RSE partecipa in qualità di project partner.

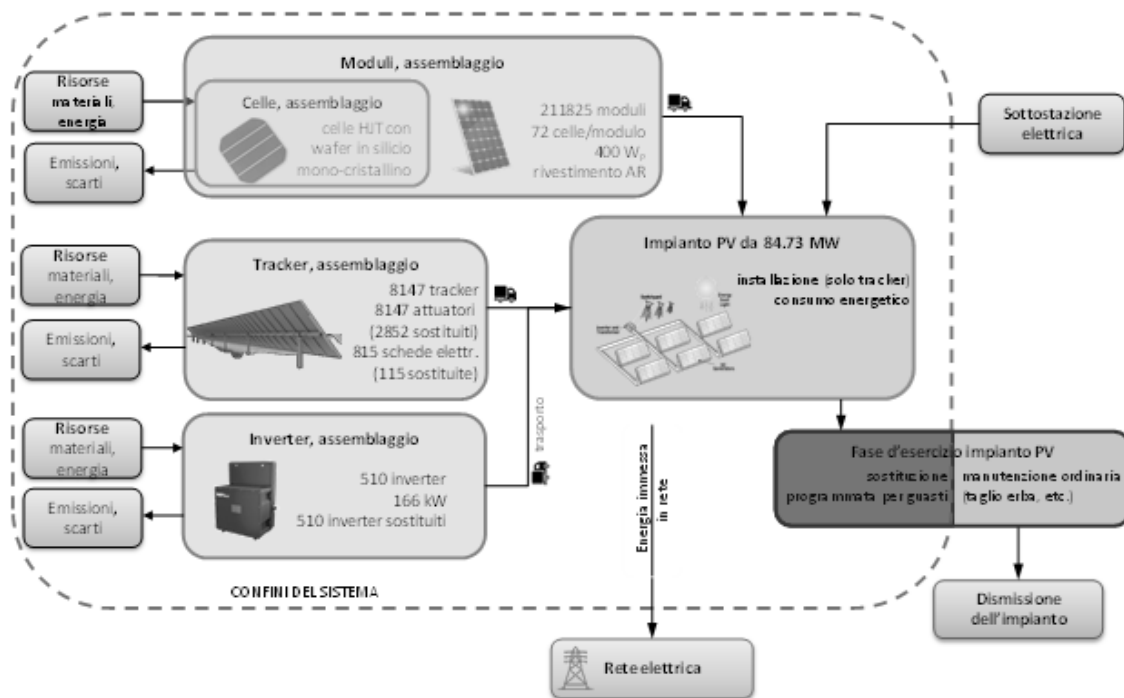


Figura 5: Descrizione grafica dei confini del sistema considerati per il presente studio LCA

L'impianto fotovoltaico è basato sulla tecnologia dei moduli bifacciali ad eterogiunzione ed ha una potenza di picco di 84,73 MW.

Le soluzioni proposte nel progetto GOPV mirano ad ottimizzare i costi di realizzazione e di gestione degli impianti, migliorando la loro efficienza energetica ed allungando la loro vita utile, il che ci si aspetta si traduca in un impatto positivo anche in termini di sostenibilità ambientale. Le tecnologie sviluppate in GOPV e prese in considerazione nel presente studio di LCA riguardano:

- moduli bifacciali di ultima generazione in tecnologia ad etero-giunzione con utilizzo di celle sottili;
- tracker (inseguitore solare) mono-assiale realizzato con impiego di materiali di lunga durata (35 anni) ed a minor costo come il corten;
- inverter ad alta efficienza (>99%)

- trattamento dei moduli, tra cui rivestimento anti-riflesso, al fine di garantire una vita utile di 35 anni.

L'impianto fotovoltaico esaminato è composto da 211.825 moduli dalla potenza nominale di 400 W, 8.148 tracker mono-assiali realizzati in acciaio *corten*, su ognuno dei quali vengono montati 26 moduli nella configurazione 13x2 *portrait* e 680 inverter con una potenza nominale di 166 kW. Le caratteristiche di dettaglio degli elementi considerati dell'impianto (celle, moduli, tracker ed inverter) sono riportate in Tabella 3 e Tabella 4. Le informazioni sono state raccolte tramite la compilazione di un questionario inviato direttamente ai diversi produttori/fornitori, e facenti parte del consorzio di GOPV.

Tabella 3: caratteristiche generali delle celle e dei moduli adottati nell'impianto PV in esame

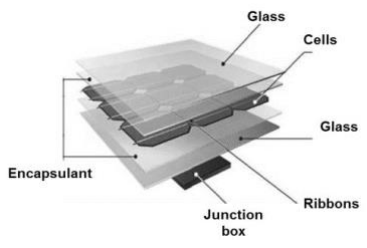
	Celle	Moduli	
Tipologia	Silicio mono cristallino	Eterogiunzione di tipo n	
Dimensione	0,02457 m ²	1983*998*7 mm	
Spessore delle celle / Superficie modulo	160 µm	1,979 m ²	
Vita utile	> 35 anni	35 anni	
Peso	0,0093 kg/cella	31 kg	
Produttore	laboratori dell'Institut National de l'Energie Solaire		

Tabella 4: caratteristiche generali del tracker e dell'inverter nell'impianto PV in esame

	Tracker	Inverter
Tipologia	Inseguitore mono-assiale per 26 moduli nella configurazione portrait sorretto da 3 pali. Realizzato in <i>corten</i>	166 kVA Inverter (a due stadi)
Dimensione	14x4,2 m	

	Tracker	Inverter
Vita utile	35 anni	15 anni
Peso	622 kg	100 kg
Produttore	Convert Italia SPA	REFU Elektronik

Nel presente studio LCA si sono analizzate due diverse configurazioni dell'impianto, con o senza tracker, e due possibili siti d'installazione sul territorio nazionale. Ciò consente di valutare il beneficio o meno di installare i moduli fotovoltaici su un inseguitore solare: se infatti da una parte si incrementa l'energia producibile dall'impianto, dall'altra si aumentano i consumi di materia prima e di energia per la realizzazione del tracker e quindi dell'impianto. Per quanto riguarda il sito d'installazione, si è optato per indagare l'impatto (per unità di energia prodotta) generato dall'impianto qualora questo sia installato nel Sud Italia o nel Nord Italia, quindi con diversi valori di radiazione incidente. La vita utile dell'impianto è stata considerata essere pari a 35 anni, valore indicato dal produttore dei moduli fotovoltaici. Infine, visto il crescente interesse per l'agrivoltaico, tecnologia che combina la produzione di energia fotovoltaica con l'attività agricola, si è valutato il potenziale impatto, sempre tramite la metodologia LCA, di un parco agrivoltaico avente anch'esso una potenza di 84,73 MW ed installato nei medesimi siti sopracitati. In Tabella 5 si riportano le diverse configurazioni dell'impianto fotovoltaico (differenti per tecnologia adottata o sito d'installazione) analizzate nel presente studio di LCA.

Tabella 5: elenco delle soluzioni PV oggetto di analisi LCA, relativa irradianza solare (GHI) e produzione energetica in 35 anni di vita utile

ID	Tecnologia	Ubicazione	GHI (kWh/m²/anno)	En. netta (GWh)
1	moduli HJT bifacciali montati su tracker	Catania	1.819	6.895
2	moduli HJT bifacciali su struttura fissa	Catania	1.819	5.561
3	moduli HJT bifacciali montati su tracker	Piacenza	1.368	4.992
4	moduli HJT bifacciali su struttura fissa	Piacenza	1.368	4.341
5	agrivoltaico	Catania	1.819	5.561
6	agrivoltaico	Piacenza	1.368	4.341

4. Risultati

Nel presente capitolo vengono esposti gli impatti, per 1 kWh di energia immesso in rete, generati nelle fasi di realizzazione e gestione dai sei impianti fotovoltaici presi in considerazione sulle diverse matrici ambientali (life cycle impact assessment). Le categorie d'impatto con cui eseguire la valutazione sono state scelte tenendo conto delle indicazioni e raccomandazioni del JRC, e quindi del livello di affidabilità dei metodi, e del loro interesse o importanza per il settore energetico italiano.

In Tabella 6 si riporta il valor medio delle categorie d'impatto considerate per le diverse configurazioni e località dell'impianto PV. Il confronto dei risultati ottenuti dall'analisi LCA è utile per individuare la configurazione migliore dal punto di vista degli impatti ambientali. Dalla Figura 6 emerge che la soluzione con installazione dei moduli fotovoltaici su un inseguitore solare mono assiale sia la migliore per tutti gli indicatori ambientali studiati. Tale considerazione risulta essere ancora più evidente osservando il grafico di Figura 7, in cui il valore degli indicatori è espresso come percentuale del valore relativo all'opzione migliore. Considerando sia il sito di Catania che quello di Piacenza, installare i moduli fotovoltaici su tracker anziché su struttura fissa risulta essere dunque la soluzione migliore sia dal punto di vista energetico che ambientale: l'incremento di produzione elettrica che si ottiene avvalendosi di un tracker sofferisce, ed anzi compensa positivamente, il maggior consumo di materia prima ed energia necessario per la sua realizzazione rispetto alla struttura fissa. Inoltre, il tracker considerato è realizzato in weathering steel, dall'impatto decisamente inferiore rispetto alle tradizionali strutture di supporto dei moduli in alluminio.

L'agri-voltaico sembrerebbe essere penalizzato dai risultati ottenuti dall'analisi LCA: rispetto alla configurazione dell'impianto senza inseguitore solare, a parità di energia prodotta, ha una struttura di supporto dei moduli di dimensioni e peso maggiore, il che genera un impatto superiore. Lo studio eseguito non tiene però conto che un parco agri-voltaico, oltre a generare energia come gli impianti "tradizionali", produce dei beni alimentari frutto dell'attività agricola. Questo beneficio non viene valorizzato dall'analisi LCA sin qui effettuata che quantifica gli impatti per chilowattora immesso in rete. Un'opzione potrebbe essere quella di effettuare una LCA della produzione solare ed agricola accoppiata.

Tabella 6: confronto dei risultati ottenuti dall'analisi LCA per le diverse configurazioni d'impianto

Categoria d'impatto	u.m.	Catania (Piacenza)		
		tracker	sup. fisso	agri-voltaico
Climate change	g CO ₂ eq	11,49 (15,96)	14,01 (17,95)	15,98 (20,47)
Ozone depletion	g CFC-11 eq	8,79E-07 (1,21E-06)	1,06E-06 (1,35E-06)	1,22E-06 (1,56E-06)
Particulate matter	g PM2.5 eq	1,18E-02 (1,63E-02)	1,42E-02 (1,82E-02)	1,65E-02 (2,12E-02)
Photochemical ozone formation	g NMVOC eq	3,93E-02 (4,45E-02)	4,74E-02 (6,07E-02)	5,64E-02 (7,22 E-02)
Acidification	molc H+ eq	8,46E-05 (1,17 E-04)	1,01E-04 (1,30 E-04)	1,20E-04 (1,54 E-04)
Terrestrial eutrophication	molc N eq	1,32E-04 (1,83 E-04)	1,60E-04 2,05 E-04)	1,85E-04 (2,37 E-04)
Freshwater eutrophication	g P eq	8,81E-03 (1,22 E-02)	1,03E-02 (1,32 E-02)	1,22E-02 (1,56 E-02)
Marine eutrophication	g N eq	1,39E-02 (1,92 E-02)	1,68E-02 (2,15 E-02)	1,91E-02 (2,45 E-02)
Abiotic depletion	g Sb eq	4,59E-04 (6,34 E-04)	5,48E-04 (7,02 E-04)	5,74E-04 (7,36 E-04)
CED	MJ	1,81E-01 (2,50 E-01)	2,19E-01 (2,81 E-01)	2,48E-01 (3,18 E-01)

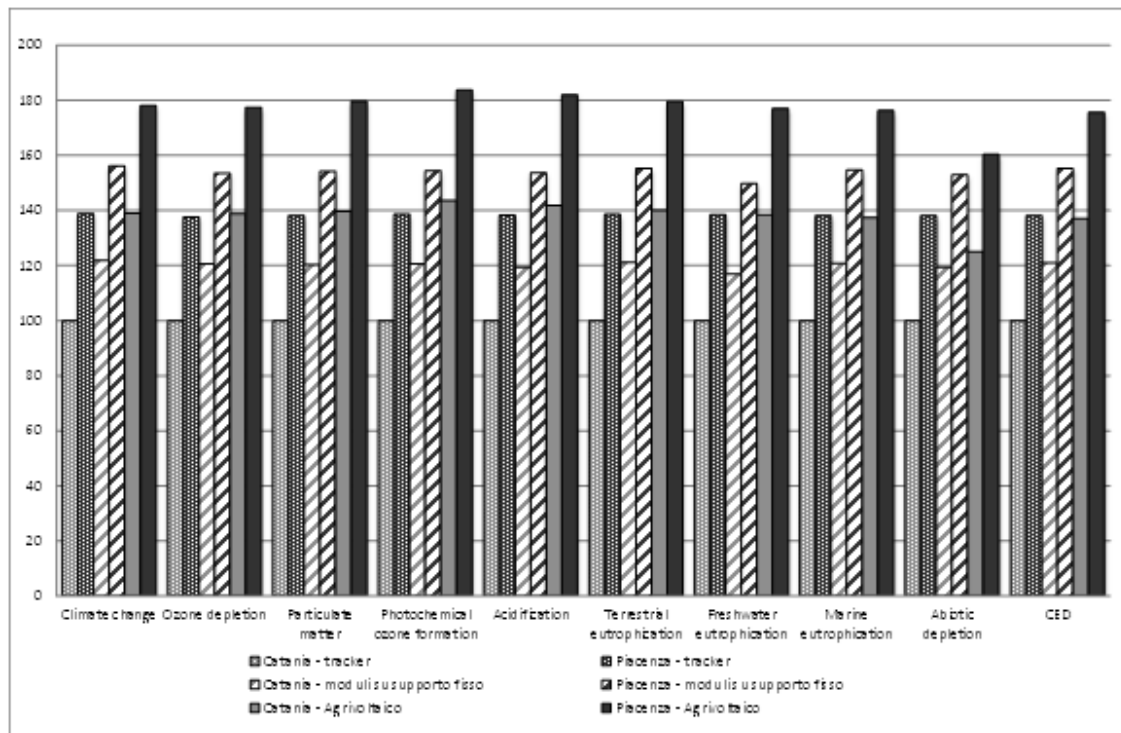


Figura 6: confronto percentuale dei risultati ottenuti dall'analisi LCA per le diverse configurazioni

5. Conclusioni

Le emissioni di gas serra generate dall'impianto fotovoltaico innovativo considerato (vale a dire con moduli bifacciali ad eterogiunzione), nella configurazione con inseguitore solare mono-assiale, sono decisamente inferiori rispetto ai valori riportati in alcuni studi di letteratura riguardanti sia il fotovoltaico tradizionale che quello "innovativo". Ad esempio, alcuni studi (Frischknecht et al., 2014) prevedono che le emissioni dei futuri (scenario al 2050) impianti in silicio mono cristallino montati sui tetti di abitazioni europee nelle località con una radiazione solare di circa 1.330 kWh/m² ammontino a 25g CO₂eq/kWh, nell'ipotesi di 35 anni di vita utile. Altri studi (Louwen et al., 2015 e Olson et al., 2011) stimano emissioni climalteranti dell'ordine di 20g CO₂eq/kWh per i futuri impianti con moduli HJT (considerando 30 anni di esercizio e una radiazione solare di 1.700 kWh/m²), e comprese in un intervallo tra 24 e 34 gCO₂eq/kWh per gli impianti con celle PERC (radiazione solare di 1.700 kWh/m²).

Al fine di capire i potenziali benefici in termini di sostenibilità ambientale che uno sviluppo sostenuto del fotovoltaico innovativo (ossia la tecnologia presa in considerazione nel presente studio) arrecherebbe al settore energetico italiano, è utile confrontare i valori delle categorie d'impatto ottenuti per le varie configurazioni d'impianto analizzate con quelli caratteristici del mix energetico nazionale. Nel grafico di Figura 7 si riporta il confronto per le diverse categorie d'impatto tra:

- mix energetico italiano del 2017, come calcolato da Gargiulo et al., 2019;

- impianto fotovoltaico situato a Catania dotato di inseguitore solare mono-assiale e vita utile di 35 anni (configurazione 1 di Tabella 5);
- impianto fotovoltaico situato a Piacenza senza inseguitore solare mono-assiale e vita utile di 30 anni (configurazione 4 di Tabella 5);

Il fotovoltaico innovativo risulta avere una performance ambientale decisamente migliore rispetto al mix di produzione energetica italiano in tutte le categorie d'impatto ad eccezione per l'abiotic depletion.

Infine, in un'ottica di supporto al raggiungimento degli obiettivi del PNIEC (50 GW di potenza fotovoltaica installata con una energia elettrica prodotta annua di 72 TWh), sarà utile confrontare, sempre con analisi LCA, il fotovoltaico a terra con quello installato sulle coperture degli edifici; se quest'ultimo difatti evita il consumo di ulteriore suolo, ha comunque lo svantaggio di avere un'efficienza, a livello d'impianto, assai ridotta rispetto ai grandi impianti a terra.

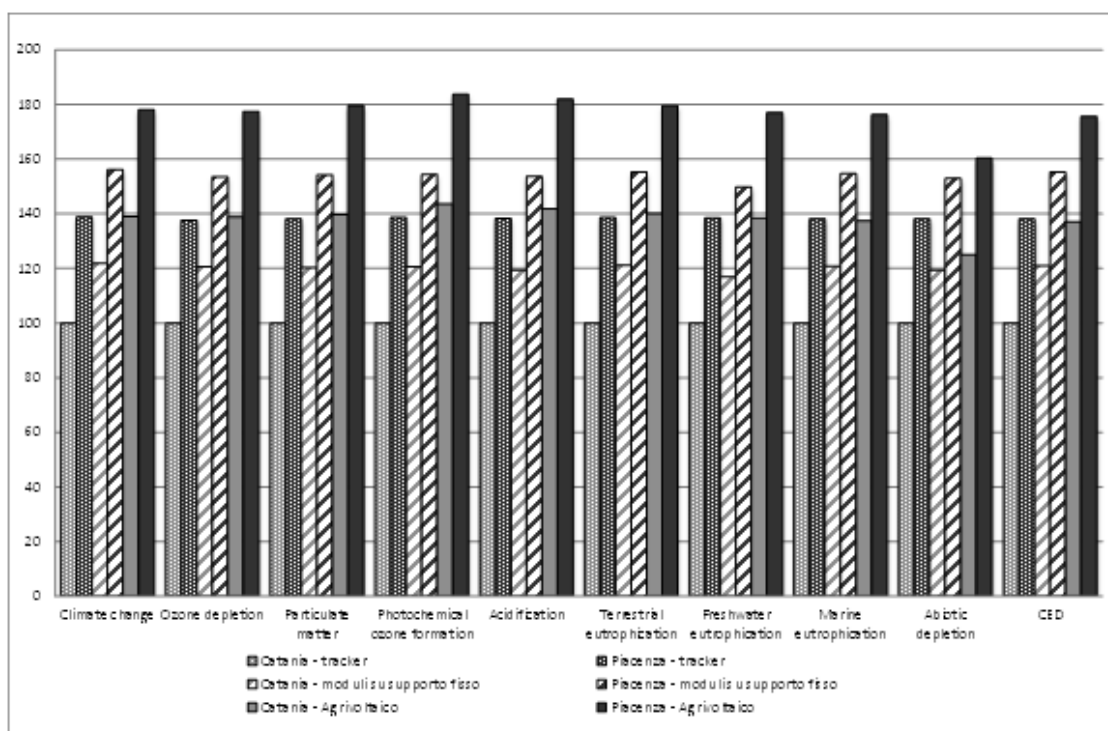


Figura 7: confronto in termini percentuali tra mix energetico italiano, impianto con moduli HJT ed inseguitore solare mono assiale situato a Catania con una vita utile di 35 anni ed impianto con moduli HJT ma senza tracker situato a Piacenza con una vita utile di 30 anni.

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

Frischknecht, R, Itten, R, Wyss, F, Blanc, I, Heath, G, Raugei, M, Sinha, P, Wade, A, 2014. Life cycle assessment of future photovoltaic electricity production from residential-scale systems operated in Europe. IEA-PVPS Task 12.

Gargiulo, A, Girardi, P, Mela, G, 2019. Life Cycle Assessment della produzione di energia elettrica nazionale attuale ed al 2030. Ricerca di Sistema, RSE, n. 19012876, Milano.

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.

Latunussa, C, Ardente, F, Blengini, GA, Mancini, L, 2016, Life Cycle Assessment of an innovative recycling process for crystalline silicon photovoltaic panels. Solar Energy Materials and Solar Cells. 156, 101-111

Louwen, A, Van Sark, WGJHM, Schropp, REI, Turkenburg, WC, Faaij, APC, 2015. Life-cycle greenhouse gas emissions and energy payback time of current and prospective silicon heterojunction solar cell designs. Progress in Photovoltaics: Research and Applications. 23, 1406–1428.

Olson, C, de Wild-Scholten, M, Scherff, M, Ribeyron, PJ, 2011. Life cycle assessment of heterojunction solar cells and modules, 26th European Photovoltaic Solar Energy Conference and Exhibition, Hamburg, Germany.

SESSIONE IV - *Sostenibilità Circolare*

Sviluppo della prima RCP nell'ambito dello schema "Made Green in Italy"

Alessandro Marson, Alessandro Manzardo, Mirco Piron, Filippo Zuliani, Antonio Scipioni

CESQA, Dipartimento di Ingegneria Industriale, Università degli studi di Padova

Email: alessandro.marson@phd.unipd.it

Abstract

L'obiettivo di questo articolo è di riassumere il percorso che ha portato allo sviluppo delle prime Regole di Categoria di Prodotto per lo schema di valutazione e comunicazione dell'impronta ambientale "Made Green in Italy". Vengono quindi presentate le principali fasi dell'iter, mettendo in evidenza le criticità riscontrate, con un focus particolare al processo di raccolta dati, nonché alla definizione del benchmark e delle soglie per l'assegnazione della classe di performance ambientale. Uno studio LCA di screening ha permesso l'individuazione delle variabili significative, snellendo di fatto il processo di raccolta dei dati relativo all'intero campione rappresentativo. Il valore di benchmark e le soglie sono state successivamente definite attraverso un'analisi statistica dell'inventario.

1. Introduzione

Mediante il Decreto n. 56 del 21 marzo 2018 il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) ha dato attuazione allo schema nazionale volontario per la valutazione e la comunicazione dell'impronta ambientale dei prodotti, denominato "Made Green in Italy" (MGI) (MATTM, 2018). Affinché si possa aderire allo schema, è necessario che per la specifica categoria di prodotto esista un insieme di indicazioni metodologiche, regole e requisiti per la conduzione dello studio di impronta ambientale: le "regole di categoria di prodotto" (RCP).

Attualmente esiste una sola RCP in corso di validità (MATTM, 2020), limitando di fatto l'applicazione dello schema. Proprio per questo, nell'Ottobre 2019 il MATTM ha emanato un bando di finanziamento finalizzato a promuovere la redazione di RCP per nuove categorie di prodotto.

Alla luce di questo contesto, il presente lavoro intende illustrare il percorso che ha portato allo sviluppo della prima RCP dello schema "Made Green in Italy", relativa alle "Borse multiuso in polietilene (PE)", mettendo in risalto le difficoltà riscontrate e le soluzioni adottate. Particolare attenzione verrà posta ai processi di raccolta dati, nonché alla definizione del benchmark e delle classi di performance ambientali.

2. Materiali e metodi

Per la stesura della RCP sono stati presi come riferimento i seguenti documenti: la Raccomandazione 179/2013 (EU Commission, 2013), la Product Environmental Footprint Category Rules (PEFCR) Guidance v. 6.3 (EU Commission, 2018), le norme ISO 14040 (ISO, 2006a) e ISO 14044 (ISO, 2006b), il sopracitato Decreto n.56/2018 del MATTM e i chiarimenti interpretativi rilasciati dal ministero stesso.

a. Approccio adottato

Il processo che ha portato allo sviluppo della RCP può essere riassunto nelle seguenti fasi (Figura 1):

- Fase di scoping. Attraverso una fase di concertazione con il soggetto proponente sono state identificate le funzioni che caratterizzano la categoria di prodotto, portando all'individuazione dei prodotti rappresentativi. È stato inoltre definito il campione rappresentativo.
- Studio LCA di screening. Tre realtà produttive sono state oggetto di uno studio LCA completo, permettendo la mappatura dei confini del sistema e l'identificazione delle principali variabili che possono intervenire nel processo produttivo.
- Prima bozza RCP. Al fine di garantire omogeneità e coerenza nei successivi processi di ampliamento della raccolta dati e redazione del supporting study, è stata redatta una prima bozza di RCP.
- Ampliamento della raccolta dati. Sulla base degli output delle fasi precedenti, la scheda di raccolta dati (limitatamente alle variabili significative) è stata somministrata alle altre aziende produttrici di borse multiuso in PE fino al raggiungimento del numero minimo deciso nella fase di scoping.
- Supporting study. Ha permesso la verifica dell'applicabilità e della completezza della bozza di RCP, l'individuazione delle fasi del ciclo di vita e delle categorie di impatto più rilevanti, nonché la definizione dei valori di benchmark e delle soglie per l'assegnazione del marchio MGI.
- Stesura definitiva della RCP. Collettando gli output delle fasi precedenti è stata redatta la versione definitiva della proposta di RCP, la quale è stata oggetto di consultazione pubblica prima dell'effettiva entrata in vigore.
-

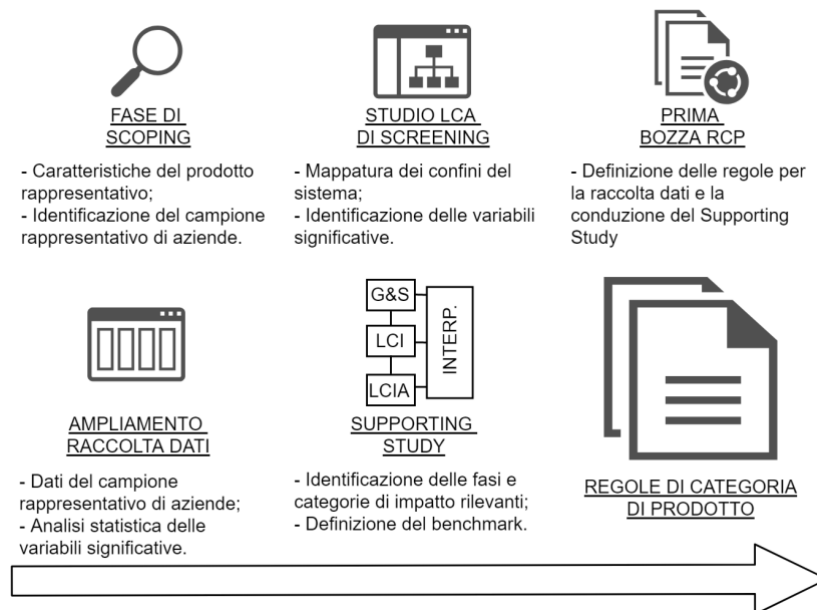


Figura 1: fasi (e relativi output) del processo di sviluppo delle RCP

b. Definizione del prodotto e del campione rappresentativo

La fase di concertazione con il soggetto proponente ha portato alla definizione della funzione che caratterizza le borse multiuso in PE, ovvero il contenimento e il trasporto di beni solidi. Alla luce di ciò l'unità funzionale è stata definita come il contenimento e il trasporto di 1 litro di beni solidi soddisfacendo i requisiti della norma UNI 8055 (UNI, 2011).

Sono stati definiti sei prodotti rappresentativi, in funzione della richiudibilità o meno delle borse e della loro dimensione: piccola (12 litri), media (35 litri) e grande (65 litri).

In Italia, nell'anno di riferimento, sono state rilevate 84 aziende produttrici del bene in esame. Applicando le indicazioni contenute nei "Chiarimenti interpretativi del 18/02/2020" del MATTM, il campione rappresentativo è stato quantificato in 18 aziende.

c. Confini del sistema e variabili significative

Lo studio LCA di screening ha permesso la mappatura dei confini del sistema, rappresentati in Figura 2. Un elemento di variabilità rilevato durante gli studi di screening è l'internalizzazione o meno del processo di estrusione (alcune realtà acquistano direttamente l'estruso), mentre gli altri aspetti si sono rilevati omogenei nelle diverse realtà analizzate (es. provenienza materie prime, modalità di imballaggio, scenario di distribuzione, tipologia di inchiostri).

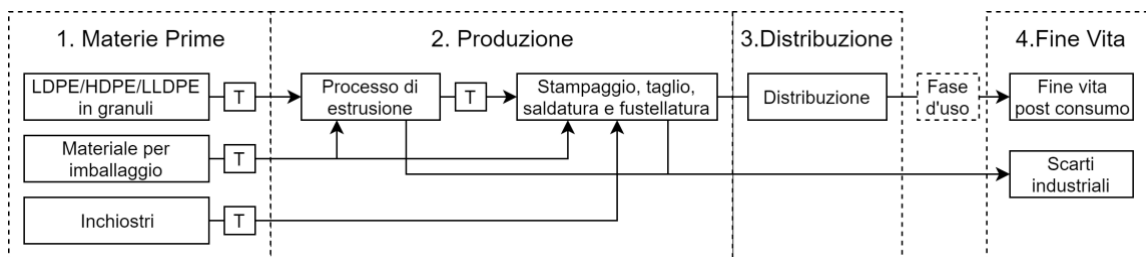


Figura 2: confini del Sistema

Fin da questa prima analisi è emerso come i processi che maggiormente influenzano l'impatto totale sono la produzione del granulo in PE, i consumi di energia elettrica e lo smaltimento del prodotto finito. Ne deriva quindi che le variabili più significative siano: consumi di energia elettrica per il processo di estrusione, consumi di energia elettrica per i processi di stampaggio, taglio, saldatura e fustellatura e percentuale di scarto generato. Cautelativamente si è deciso di considerare ulteriori due variabili: percentuale di estruso acquistato su totale impiegato e quantitativi di inchiostro utilizzato.

d. Ampliamento della raccolta dati

Al fine di garantire la rappresentatività dei risultati riportati nel supporting study, la raccolta dati è stata estesa a tutte le realtà produttive del territorio italiano, ed è proseguita fino al raggiungimento del numero minimo di 18 aziende, individuato applicando la formula $2\sqrt[2]{n}$, come da indicazione del MATTM.

La raccolta dati ha riguardato, oltre alle variabili elencate nel §c, le produzioni annue di borse multiuso in PE in modo tale da permettere la ponderazione dei dati ottenuti nella fase di definizione del benchmark.

I dati così raccolti sono stati oggetto di analisi statistica, finalizzata alla quantificazione della deviazione standard utile per la definizione delle soglie per l'assegnazione del marchio MGI.

e. Supporting study

Il supporting study è parte integrante del processo di redazione della RCP ed ha il principale obiettivo di fornire indicazioni per la definizione del benchmark e dei valori di soglia, nonché di individuare i flussi di materiali e i processi che hanno un maggior rilievo in termini di potenziali impatti ambientali.

Rimangono validi i confini del sistema e l'unità funzionale presentati in precedenza al §b e al §c. Il metodo di valutazione degli impatti adottato è quello consigliato dalla PEFGR Guidance (EU Commission, 2018). I flussi di riferimento dei sei prodotti rappresentativi sono riportati in Tabella 1.

Tabella 1: flusso di riferimento dei sei prodotti rappresentativi considerati

Tipologia di borsa multiuso in PE	Flusso di riferimento (g/l)
Borsa richiudibile, piccola (12 litri)	1.313
Borsa richiudibile, media (35 litri)	0.904
Borsa richiudibile, grande (65 litri)	0.675
Borsa non richiudibile, piccola (12 litri)	1.218
Borsa non richiudibile, media (35 litri)	0.839
Borsa non richiudibile, grande (65 litri)	0.626

Per la conduzione del supporting study è stata utilizzata la banca dati commerciale Ecoinvent 3.5 (Ecoinvent, 2013), data l'inaccessibilità ai dataset "EF-compliant", l'impiego dei quali è limitato a studi PEF per i quali esistono PEFCR già pubblicate.

I principali data gap emersi durante la redazione del supporting study sono relativi alla modellizzazione dell'energia elettrica e del fine vita.

Al fine di rispettare i requisiti della PEFCR Guidance v. 6.3 (EU Commission, 2018), la quale predilige l'impiego del residual mix nazionale per la caratterizzazione dei consumi energetici, questo è stato ricreato sulla base della pubblicazione "European Residual Mixes – Results of the calculation of residual mixes for the calendar year 2018" dell'AIB - Association of issuing bodies (AIB, 2019).

Per la modellazione del fine vita è stata applicata la Circular Footprint Formula, impiegando, per gli scenari post-consumo, i valori riportati nell'Annex C della PEFCR Guidance v. 6.3. Per gli scarti di lavorazione in PE, essendo gli scenari post-consumo molto peggiorativi e poco rappresentativi della gestione dei rifiuti a livello industriale, i parametri R2 (frazione di materiale inviata a riciclo) e R3 (frazione di materiale inviata a recupero energetico) sono stati desunti dall'ultimo rapporto ISPRA sui rifiuti speciali, rispettivamente pari a 0,93 e 0,03 (contro i valori di 0,44 e 0,20 dello scenario post-consumo).

Come anticipato al §d, i valori delle variabili impiegati nella fase di inventario del supporting study sono la media pesata (rispetto alla produzione) delle realtà produttive campionate.

La valutazione degli impatti, e la successiva fase di interpretazione, ha permesso di identificare: le categorie di impatto, le fasi del ciclo di vita e i singoli processi più rilevanti. Va sottolineato come in ambito PEF le categorie di impatto più rilevanti sono definite come quelle categorie che sommate contribuiscono a più dell'80% dell'impatto totale normalizzato e pesato (EU Commission, 2018), mentre in ambito MGI corrispondono alle tre categorie con i valori più alti in termini di impatto normalizzato e pesato (MATTM, 2018).

Il benchmark è quindi stato definito come la somma dei valori normalizzati e pesati delle tre categorie di impatto rilevanti. Per la definizione delle soglie delle classi di prestazione ambientale il modello è stato ricreato utilizzando per le variabili significative la media aritmetica e la deviazione standard, eseguendo quindi l'analisi di Montecarlo per determinare la distribuzione dei risultati. Le soglie delle classi ambientali sono state quindi scelte in maniera tale da garantire la differenziazione dallo scenario medio.

3. Risultati e discussione

a. Variabili significative

Le variabili significative presentano un'alta variabilità non solo all'interno del campione analizzato, ma anche tra la media pesata e la media aritmetica, come si evince dalla Tabella 2 e dalla Figura 3.

Le medie pesate delle variabili relative ai consumi energetici, all'esternalizzazione dell'estrusione e all'impiego di inchiostro risultano sensibilmente più basse rispetto alla media aritmetica. Questa tendenza è dovuta al fatto che le realtà produttive più grandi (e quindi più rilevanti in termini di media pesata), grazie ai maggiori volumi, sono tendenzialmente più efficienti e riescono ad internalizzare il processo di estrusione.

Tabella 2: valori delle variabili significative, sia in termini di media pesata che in termini di media aritmetica e relativa deviazione standard

Variabile	Media Pesata	Media	Dev.Std	Note
EE_Extrusion [kWh/ton]	5,05E+02	5,93E+02	3,50E+02	Consumi di energia elettrica per l'estrusione del granulo
Fraz_Ext	1,05E-01	5,49E-01	4,89E-01	Frazione di estruso acquistato rispetto al totale impiegato

Variabile	Media Pesata	Media	Dev.Std	Note
Fraz_Scarti	1,07E-01	6,20E-02	4,29E-02	Frazione di scarto generato durante la produzione di borse rispetto al totale lavorato
EE_Production [kWh/ton]	1,87E+02	3,96E+02	3,40E+02	Consumi di energia elettrica per la produzione delle borse
Ink [kg/ton]	1,13E+01	2,04E+01	1,79E+01	Quantità di inchiostri impiegati

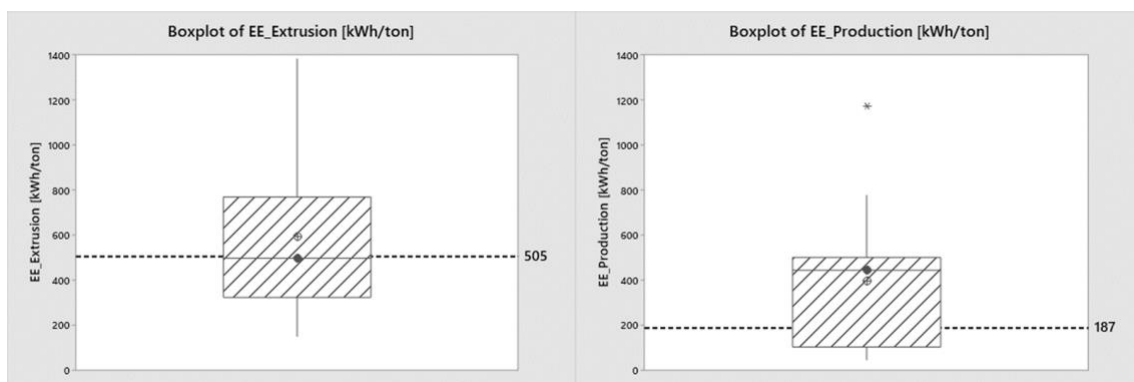


Figura 3: boxplot delle variabili relative ai consumi energetici. Le linee tratteggiate rappresentano i valori medi pesati

b. Categorie d'impatto, fasi e processi rilevanti

Il profilo degli impatti (normalizzato e pesato) del sistema analizzato ha messo in evidenza le seguenti categorie: "Resource use, fossil" (contribuisce al 36% del single score), "Climate Change" (36%), "Particulate Matter" (7%) e Acidification (6%). Le prime tre diventano quindi le categorie di impatto rilevanti in ambito MGI.

La fase del ciclo di vita "1. Materie Prime" contribuisce a più del 60% in tutte le categorie d'impatto, seguita dalla fase "2. Produzione" il cui contributo varia tra il 9% e il 22%. La fase "4. Fine Vita" è rilevante solo per la categoria "Resource use, fossil".

I processi rilevanti identificati sono: "Produzione dei granuli in PE" (per tutte le categorie di impatto rilevanti), "Smaltimento delle borse multiuso in PE" (per "Resource use, fossil" e "Climate Change"), "Consumi di energia elettrica" (per "Climate Change" e "Particulate Matter") e il "Trasporto delle materie prime" (per "Particulate Matter").

c. Definizione del benchmark e valori di soglia

I valori di benchmark per i sei prodotti rappresentati sono stati calcolati come somma degli impatti nelle tre categorie rilevanti elencate nel §b e sono riportati in Tabella 3. Questi risultati sono stati oggetto di analisi di incertezza eseguita impiegando il software SimaPro v.9.0 per l'esecuzione del metodo di Montecarlo. Il coefficiente di variazione (CV) ottenuto in questo modo (inferiore al 2%) è unicamente una misura dell'incertezza legata ai dataset impiegati.

Tabella 3: valori di benchmark espressi in termini di single score

Tipologia di borsa multiuso in PE	Benchmark (Pt.)
Borsa richiudibile, piccola (12 litri)	2.62E-07
Borsa richiudibile, media (35 litri)	1.81E-07
Borsa richiudibile, grande (65 litri)	1.35E-07
Borsa non richiudibile, piccola (12 litri)	2.50E-07
Borsa non richiudibile, media (35 litri)	1.71E-07
Borsa non richiudibile, grande (65 litri)	1.22E-07

I risultati ottenuti dal modello ricreato con i valori medi e le deviazioni standard delle variabili significative si discostano sensibilmente dei valori ottenuti con precedenza (+8% in termini di Single Score). Per sinteticità si riportano i risultati limitatamente ad un solo prodotto rappresentativo (borsa richiudibile, piccola) sia in forma numerica (Tabella 4) che in forma grafica (Figura 4).

L'analisi comparativa effettuata ha messo in luce il livello di variabilità che caratterizza le realtà produttive produttrici delle borse multiuso in PE. Per la definizione delle classi di performance ambientale, al fine di garantire un'effettiva differenziazione dallo scenario medio di mercato, le soglie sono state fissate al $\pm 5\%$.

Tabella 4: risultati dell'analisi di incertezza eseguita sul modello con i valori medi e la deviazione standard

Tipologia di borsa multiuso in PE	Media	Dev.Std.	CV
Borsa richiudibile, piccola (12 litri)	2.84E-07	1.11E-08	3,89%

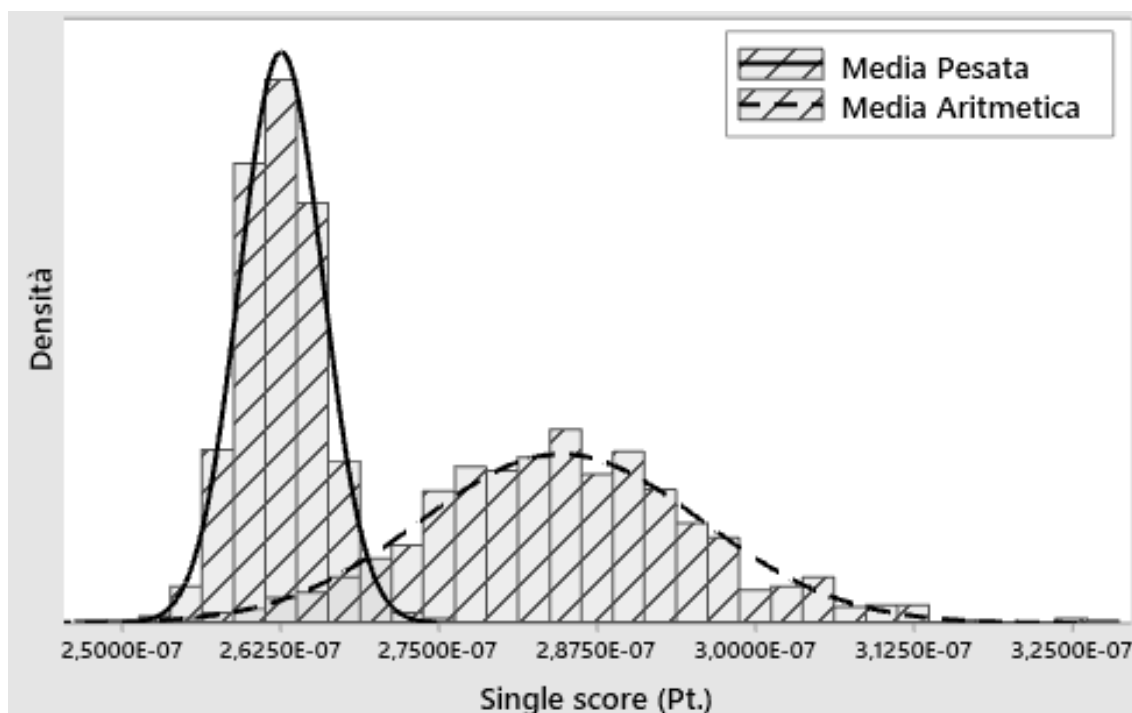


Figura 4: distribuzioni dei risultati dell'analisi di incertezza eseguita sul modello medio pesato e sul modello medio contenente informazioni sulla deviazione standard delle variabili

4. Conclusioni

Le iniziative ministeriali volte alla promozione dello strumento del Made Green in Italy porteranno, nei prossimi mesi, allo sviluppo di nuove RCP. Alla luce di ciò in questo articolo si è voluto presentare l'iter che ha permesso lo sviluppo della

prima RCP per lo schema MGI, mettendo in evidenza le principali criticità riscontrate e le soluzioni adottate.

Le maggiori difficoltà sono state riscontrate nella fase di raccolta dei dati relativi al campione rappresentativo adottato. Al fine di snellire questa fase di inventario sono stati effettuati degli studi LCA di screening su un numero ridotto di aziende, permettendo così la mappatura dei confini del sistema e l'identificazione delle variabili significative, permettendo così di estendere la raccolta dati all'intero campione in maniera più efficace.

Il secondo punto critico si è rivelato la definizione del benchmark e delle soglie delle classi di prestazione ambientale. Per la loro quantificazione si è valutato il grado di variabilità dei risultati attraverso un'analisi statistica dell'inventario, in maniera tale da garantire la differenziazione dallo scenario medio.

5. Bibliografia

AIB, 2018. European Residual Mixes – Results of the calculation of residual mixes for the calendar year 2018.

Ecoinvent, 2013. The Ecoinvent® v3 database The Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf (CH).

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, 2018. Product Environmental Footprint Category Rules Guidance version 6.3 (May 2018).

ISO, 2006a. ISO 14040:2006 Environmental management – Life Cycle Assessment – Principles and framework.

ISO, 2006b. ISO 14040:2006 Environmental management – Life Cycle Assessment – Requirements and guidelines.

MATTM, 2018. 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.

MATTM, 2020. RCP in corso di validità, viewed 14 Mar 2020, <https://www.minambiente.it/pagina/rcp-corso-di-validita>

UNI, 2011. UNI 8055 Sacchetti a bretelle di polietilene per il trasporto di generi distribuiti al dettaglio - Tipi, requisiti e metodi di prova.

LCA-based material selection in the early stages of design: environmental benefits, tools, obstacles and opportunities

Barbara Pollini¹, Monica Lavagna², Valentina Rognoli¹

¹Politecnico di Milano, Design Department

²Politecnico di Milano, ABC Department

Email: barbara.pollini@polimi.it

Abstract

Today we know that material selection plays an essential role in environmental product performances. In fact, among the main Life Cycle Design strategies to reduce product environmental impacts, many have a direct influence on the material selection practice. However, the choice and comparison between different materials is not a trivial operation for designers: on one side they seem to lack appropriate expertise, on the other access proper data about the materials' environmental performances or LCA is not always an easy task. The paper focuses on the literature review aimed at identifying the main tools for material selection based on Life Cycle Assessment (LCA) in the early stages of design, showing their potential, pointing out environmental benefits and further opportunities, but also obstacles in their integration into the design practice.

1. Introduction

Since the famous Brundtland Report (WCED, 1987) the theoretical framework around the idea of sustainable development has changed over time until it is now considered not a fixed threshold to be reached, but rather a dynamic learning process which requires an adaptive approach, shifting in parallel with humans learning and discoveries to shape decisions, rules and mental models about our perception of the world (Faber et al., 2005; Hjorth and Bagheri, 2006; Ceschin and Gaziulusoy, 2016).

The need to produce according to more sustainable standards is increasingly evident and socially required, this is also a call to action for designers, who should design having the due perception of the environmental risks or benefits of their design choices. It has been estimated that 80% of the environmental impact of a product or service is determined in the design phase (Thackara, 2006). The choice of the material can be crucial to the overall environmental footprint, by interfering not only with the impact related to the material itself but with many repercussions on the entire life cycle of the product. For this reason, it is necessary to make a forward-thinking evaluation of the entire product life cycle to support the choices in the material selection phase (Allione et al., 2012, Arrigoni et al., 2018; Morini et al., 2019; Prendeville et al., 2014).

To increase designer's environmental awareness, specific information on materials and products are needed: today the most recognised methodology to

assess environmental impacts related to products is the Life Cycle Assessment (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2018; Bovea and Gallardo, 2004; Marquez, 2013; Morini et al., 2019). This paper wants to highlight through a literature review, the importance of material selection based on LCA in the early stages of design, to achieve significant environmental benefits in the design of products and services and give an overview of the main tools for material selection that includes the notions of sustainability based on LCA.

2. Material selection in design for sustainability

A strong correlation exists between material selection and eco-design strategies, to the point that it is considered a crucial phase within the design process to reduce the environmental footprint of objects and services (Bovea and Gallardo, 2004). The Integrated Product Policy (IPP) (COM 68, 2001; COM 302, 2003) and Ecodesign Directive (2009) confirm the need to understand the environmental impact of a product from the early stages of design, suggesting a forward life cycle thinking approach supported by impact assessment tools.

This is the best phase also for material selection and for proposing and testing new alternative materials (Arrigoni et al. 2018; Morini et al, 2019; Prendeville et al., 2014). To better visualise the relationship between material selection and sustainable design guidelines the authors propose a more explicit visualization of the material implication inside the EcoDesign strategy wheel (Brezet and Van Hemel, 1997). As shown in figure 1, the selection of the material has an implication in one or more guidelines of each phase: this underlines how crucial is to start in the product planning phase considering the environmental characteristics of materials, together with the other performances required by the functional unit.

3. Main tools for LCA and LCA based material selection

Many eco-design tools have been developed, from simple and generic ones to others more detailed but complex and time-consuming; many of them include also the aspect of material selection since, as we have seen, it strongly relates with many other choices in a life cycle design approach. This tools can be classified under four major categories (Kim and Moon, 2017):

- Guidelines and Standards: these tools can guide designers in the panorama of environmental problems related to the project and provide basic indications to be adopted to prevent them.
- Checklists: among the qualitative tools this is a very simple but effective one, stimulating a critical approach through a series of questions on aspects that must be clarified when establishing critical design choices during the product life cycle, as happens in the EcoDesign Checklist by Brezet and Van Hemel, 1997 (Masoudi et al., 2012).
- Comparative tools: comparing multiple objects or materials on the basis of data obtained with a similar methodology can provide a first environmental comparison; this category includes both comparative tools, such as software for selecting materials, and eco-audits or data from reports based on LCA, like Environmental Product Declaration (EPD), which can be a

source of valuable information, to be used for comparing different products or materials also with the use of a simple spreadsheet.

- Analytical methods: these are LCA based analysis tools, like Simapro; this approach is the most technical and validated one, here the detail needed for a full LCA requires appropriate training and access to validated data.

Among the available software, some are quite detailed and comprehensive while others allow the user to obtain a faster and simplified assessment; the former tend indeed to require a preliminary in-depth knowledge of programming and LCA, while the latter are specifically intended for designers, firms and companies. In the following paragraphs we will report examples of these different options (grouped and analyzed in Figure 2).

a. Software for detailed LCA

These software can perform full product and service LCA analyzing different levels of completeness: from cradle to grave, from cradle to gate (useful for comparison among materials, assessing just extraction and manufacturing phases), from gate to gate. Full LCA is usually done afterwards to know the impacts of products and services already produced, while preliminary or partial analysis can be used to validate design choices. These tools have a high degree of customization also in the choice of the database, in the input data (also primary data) and in the choice of the impact categories, but they require a deep understanding of the software and good knowledge of LCA methodologies to be used correctly and this does not make them accessible to most designers.

b. Simplified software for design based on LCA

These simplified tools help integrating life cycle thinking and LCA into the product development processes, working as an analytical software but in a simplified way. Their simplicity translates into a reduction in customization, reducing the freedom of databases choice and final impact categories (with single or few easily understandable indicators). Unlike the more specialized ones, many of these tools provide educational content, some are even meant for (and integrated into) 3d modelling software to support the design choices in the modelling phase, giving the designer the possibility to assess the impact of the single modelled piece or to make a quick LCA of the whole object.

c. Software and tools for LCA based material selection

These softwares are sometimes independent and others embedded in simplified LCA tools, providing a focus on the impacts of materials always thanks to the use of predetermined databases and simplified impact factors and often with educational support content. Also among these tools, some are integrated with 3d modelling software, proposing alternative materials and comparisons between them since the modelling phase. Some software analyzes the entire life cycle of the material, paying particular attention to end-of-life scenarios; among these, Idemat, developed in the most user-friendly form, also considers circular economy scenarios (Meursing, 2015).

In this category we can also mention tools that do not arise within the engineering or design community but directly from the industry, as in the case of the Higg Materials Sustainability Index (MSI), a database and an online tool, launched in 2012 by the Sustainable Apparel Coalition, which provide access to a large amount of environmental information about the impacts of material production used in the apparel, footwear and home textile industries, as a sort of self-assessment standard for environmental and social sustainability, throughout the supply chain by collecting data from industries and running environmental assessments. The tool provides an online platform to visualize materials environmental scoring, based on a cradle to gate LCA approach and gives insights on how to reduce product's impacts. Based on this database in 2013 Nike developed an application, named MAKING, powered by data from the Nike MSI. This attention from the market also gives us the dimension of the urgency perceived by the design community and consumers in making responsible material choices within the limits of design.

4. Main obstacles in the application of LCA based material selection tools

As seen in the previous paragraph, there is no shortage of tools, however many authors agree in confirming designer's lack in understanding environmental impacts of their design choices (Prendeville et al., 2014; Asbjørn Sørensen et al., 2016; Rio et al., 2011) and this can also be extended to their awareness about material choices. This lack can be the sum of several factors:

- Lack in designers and firm education: it is a common opinion that to achieve a good level of sustainability the production system needs to be restructured on many levels, from governments to the industrial system (Rio et al., 2011; Ilgin and Gupta, 2010). Also, the missed integration between sustainable design tools and the design community has its roots in this complex transition: there is a lack of life cycle thinking in design education (Asbjørn Sørensen et al., 2016; Morini et al., 2019), which not only prevents designers seeking for solutions, but it is fundamental also for the correct use of the ecodesign tools (Rio et al., 2011).
- Increasing complexity in material selection, as Ashby states in his "Issues of sustainable development are intrinsically complex" (Ashby, 2009): this is especially true in the choice of material where (in addition to a multidisciplinary approach and adequate awareness) the exponential growth of new sustainable materials following an ever-growing market demand is slowed down by the difficulty of collecting their environmental data, thus preventing their presence in the tools for materials comparison and limiting the designer's choice in terms of sustainable innovation.
- Uncertainty in the data: the difficulty of having extreme accuracy of the outputs is one of the critical points of an LCA. The main obstacles for the accuracy of the final data may be the use of different databases, the unavailability of accurate data, the lack of information related to the whole life cycle and the data collection methodology, among others (Morini et al. 2019; Bovea and Gallaro, 2004).

- Further barriers that occur when the push of consumers towards greater sustainability does not correspond to an already working system: this can lead to situations in which one part of the system is already exploiting a sustainability potential, while the inadequacy of another part of the system denies it and this is sometimes translated into a misleading communication, in terms of material or product sustainability. In the building sector, for example, despite the growing encouragement of the use of sustainable materials and the evidence of the environmental benefit from the recovery of the material at the end of life (Arrigoni et al., 2018; Ghose et al., 2017), most of the buildings are still designed for a traditional demolition at the end-of-life and the recovering of the materials after demolition has not yet been adequately explored (Arrigoni et al., 2018).

5. Development and further opportunities in tools for LCA based material selection

Many opportunities for implementing these tools, essential for designers' awareness, also emerged from the study:

- To face the complexity previously mentioned, several authors agree that it is necessary to provide a simplified assessment to ensure that designers can easily choose the best material from an environmental point of view, for example providing single or few indicators (Morini et al. 2019). Several simplified tools use just a few indicators for the final assessment; usually embodied energy and carbon footprint are the most used, as in the CES Selector. It must be underlined that literature does not have a unanimous opinion on this aspect because the use of few indicators means also a lot of hidden information in the final results and this can be seen as limiting (Bovea and Gallaro, 2004). A better way can be the application of a normalization to better understand the most significant indicators with respect to the materials involved in the comparison.
- While we still need the development of more reliable methodologies to simplify information without neglecting other fundamental ones, also the lack of interaction between designers and LCA professionals can be seen as a missed opportunity both among universities and in most companies/design studios: this kind of multidisciplinary could be an option to support designers adopting a life cycle design approach and in making better material choices.
- The involvement of stakeholders may have a positive impact during the selection of the material by providing quality primary data and collaborating with the designer influencing material decisions with information and recommendation from their technical point of view (Prendeville et al., 2014).
- Social responsibility is an integral aspect of sustainability and today organizations are increasingly called to assess also their social impacts and those of their supply chain (D'Eusanio et al., 2019). It is interesting to

note that this aspect has already been included in CES Edupack: Social Audit Tool, based on the UNEP / SETAC report "Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products", introduces students to the method and provides the data needed to carry out assessments.

6. Conclusions

LCA is a recognized practice for its effectiveness and, even if its limits are known (time-consuming, expensive since it requires experts, very detailed but not necessarily precise), it is still the best approach to support sustainable and innovative product development.

However, as some researcher stated, "LCA is a product assessment tool, not a design tool" (Ashby et al., 2008), therefore, for this approach to be integrated in the designers' practice, two things are necessary: a collaborative and multidisciplinary approach among several professionals (LCA experts, materials engineers and designers) and tools suitable for designers, able to find the right balance between simplification and accuracy of data to allow rapid "What-if" exploration and alternatives in the design phase. In this literature review, many tools for assessing materials based on LCA were listed, together with the main obstacles for their application, as well as future development and opportunities. To conclude a significant improvement can happen at a system product level only thanks to greater involvement of all the stakeholders and general increased awareness of environmental issues also by citizens and governments.

1. New concept development	MATERIAL IMPLICATION
<ul style="list-style-type: none"> - Dematerialization - Shared use of the product - Integration of functions - Functional optimisation 	reduced amount of material
2. Material selection	
<ul style="list-style-type: none"> - Selection of low-impact materials: <ul style="list-style-type: none"> • Clean materials • Renewable materials • Materials with a low-energy content • Recycled materials • Recyclable materials 	low-impact materials selection (ms)
<ul style="list-style-type: none"> - Reduction of material usage: <ul style="list-style-type: none"> • Reduction of weight • Reduction of volume (transportation) 	reduced amount of material
3. Optimization of production techniques	
<ul style="list-style-type: none"> • Choose alternative production techniques • Fewer production steps • Less production waste 	reduced amount of material
<ul style="list-style-type: none"> • Few/clean production consumables • Low/clean energy consumption 	low-impact ms
4. Optimization of distribution system	
<ul style="list-style-type: none"> • Little/clean/reusable packaging • Energy-efficient means of transport • Energy-efficient logistics 	reduced/low-impact ms
5. Reduction impact during use	
<ul style="list-style-type: none"> • Ensure low-energy consumption • Choose a clean energy source 	
<ul style="list-style-type: none"> • Reduce the amount of consumables • No waste of energy or consumables 	reduced material
<ul style="list-style-type: none"> • Choose clean consumables 	low-impact ms
6. Optimization of initial lifetime	
<ul style="list-style-type: none"> • Increase reliability and durability • Ensure easy maintenance and repairs • Ensure a modular, adaptable product structure 	durable and easy to maintain ms
<ul style="list-style-type: none"> • Aim to achieve a classic design • Ensure a strong product-user relation 	aesthetically durable ms
7. Optimization of the end-of-life	
<ul style="list-style-type: none"> • Stimulate reuse of the entire product • Stimulate remanufacturing and refurbishing 	less material demand
<ul style="list-style-type: none"> • Stimulate material recycling • Ensure the safe disposal of product scrap • Stimulate safe incineration with energy recovery 	recyclable ms

Figure 1: material implication in the main Ecodesign guidelines of Brezet and Van Hemel (1997)

	SOFTWARE	DEVELOPER	DATABASE	CUSTOM DATA	LCA PHASES	IMPACT FACTORS	SOCIAL LCA	EDUCATIONAL CONTENTS	FREE
providing an in depth LCA	Simapro https://simapro.com	PRE Sustainability	includes various databases	possible implementation	cradle to grave or gate to gate	many and customizable	Product Social Impact Assessment available	-	
	Umberto https://www.ifu.com/en/umberto/	ifu Hamburg GmbH	ecoinvent and Gabi databases among others	possible implementation	cradle to grave or gate to gate	many and customizable	-	-	
	Gabi Software www.thinkstep.com	thinkstep, Sphera Company	Gabi databases, Ecoinvent, U.S. LCI, EF Database v2.0	possible implementation	cradle to grave or gate to gate	many and customizable	Social LCA support	-	
	OpenLCA www.openlca.org	GreenDelta	includes various databases	possible implementation	cradle to grave or gate to gate	many and customizable	Social LCA (database PSILCA)	-	✓
Simplified LCA	Eco-Concept www.sustainableminds.com/software	Sustainable Minds	U.S. EPA, NIST (North American normalization and weighting)	possible implementation	simplified LCA cradle to grave	10 impact factors, including mPts and global warming.	-	learning center inside the website	
	IdematLightLCA* www.solidworks.it/sustainability	TU Delft University	Idemat 2015 developed by TU Delft	-	simplified LCA cradle to grave and cradle to cradle	Eco-cost (resource depletion, eco-toxicity, human health, Co2); Carbon Footprint	-	-	✓
	Sustainability www.solidworks.it/sustainability	Dassault Systèmes SolidWorks Corp.	Gabi database	-	simplified LCA cradle to grave; Find Similar Material Function	carbon, energy, air (SO2), water (eutrophication)	-	-	
Material selection based on LCA	CES EduPack https://grantadesign.com/education/ces-edupack/	Grantadesign	Granta databases	-	simplified LCA cradle to grave with Eco Audit Tool; material selection with CES Selector	energy and CO2	Social Audit Tool	provides multilevel supporting resources	
	Eco Materials https://apps.autodesk.com/en	Autodesk (software Inventor)	Granta Material Universe database	-	Material selection, processing, end of life scenarios	CO2, energy, water, raw materials cost, RoHS, food compliance, and end-of-life behavior.	-	-	
	Idemat* http://idematapp.com	TU Delft University	Idemat 2015 developed by TU Delft	-	Material selection (to be integrated in the IdematLightLCA)	Eco-cost (resource depletion, eco-toxicity, human health, Co2); Carbon Footprint	-	provides explanatory background informations	✓

Figure 2: LCA and LCA based material selection tools for designers: an overview

7. References

- Allione, C., De Giorgi, C., Lerma, B., & Petruccelli, L. (2012). From ecodesign products guidelines to materials guidelines for a sustainable product. Qualitative and quantitative multicriteria environmental profile of a material. *Energy*, 39(1), 90-99.
- Arrigoni, A., Zucchinelli, M., Collatina, D., & Dotelli, G. (2018, 6 20). Life cycle environmental benefits of a forward-thinking design phase for buildings: the case study of a temporary pavilion built for an international exhibition. *Journal of Cleaner Production*, 187, 974-983.
- Ashby, M.F., 2009, *Materials and the Environment, Eco-Informed Material Choice*, Butterworth-Heinemann.
- Ashby, M., Ball, N., & Bream, C. (2008). *The CES EduPack Eco Audit Tool-A White Paper*.
- Asbjørn Sørensen Charlotte, Jagtap Santosh, W. (2016). *MATERIAL SELECTION IN INDUSTRIAL DESIGN EDUCATION – A LITERATURE REVIEW / The Design Society. The 18th International conference on Engineering and Product Design Education. Aalborg, Denmark.*
- Bovea, M., & Pérez-Belis, V. (2012, 1). A taxonomy of ecodesign tools for integrating environmental requirements into the product design process. *Journal of Cleaner Production*, 20(1), 61-71.
- Brezet, J. C., & Van Hemel, C. G. (1997). *Ecodesign: a promising approach to sustainable production and consumption. Paris: United Nations Environment Programme.*
- Ceschin, F., & Gaziulusoy, I. (2016, 11 1). Evolution of design for sustainability: From product design to design for system innovations and transitions. *Design Studies*, 47, 118-163.
- COM 68, 2001. *Green Paper on Integrated Product Policy. Commission to the Council and the European Parliament, Brussels.*
- COM 302, 2003. *Integrated Product Policy: Building on Environmental Life-Cycle Thinking. Commission to the Council and the European Parliament, Brussels.*
- D'Eusano, M., Zamagni, A., & Petti, L. (2019, 10 20). Social sustainability and supply chain management: Methods and tools. *Journal of Cleaner Production*, 235, 178-189. Elsevier Ltd.
- De Benedetti, B., Toso, D., Baldo, G., & Rollino, S. (2010, 5). EcoAudit: a Renewed Simplified Procedure to Facilitate the Environmentally Informed Material Choice Orienting the Further Life Cycle Analysis for Ecodesigners. *MATERIALS TRANSACTIONS*, 51(5), 832-837.

Ecodesign Directive, 2009. Directive 2009/125/EC of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 establishing a framework for the setting of ecodesign requirements for energy-related products.

Faber, N., Jorna, R., & Van Engelen, J. (2005, 3). The sustainability of "sustainability" - A study into the conceptual foundations of the notion of "sustainability". *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 7(1), 1-33.

Ghose, A., Pizzol, M., & McLaren, S. (2017, 11 1). Consequential LCA modelling of building refurbishment in New Zealand- an evaluation of resource and waste management scenarios. *Journal of Cleaner Production*, 165, 119-133.

Hjorth, P., & Bagheri, A. (2006, 2 1). Navigating towards sustainable development: A system dynamics approach. *Futures*, 38(1), 74-92.

Ilgin, M., & Gupta, S. (2010). Environmentally conscious manufacturing and product recovery (ECMPRO): A review of the state of the art. *Journal of Environmental Management*, 91(3), 563-591.

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

ISO 14044:2018 Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework.

Kim, S., & Moon, S. (2017, 2 1). Sustainable platform identification for product family design. *Journal of Cleaner Production*, 143, 567-581.

Masoudi, A., You, H.-C., & Suh, S.-H. (2012). Characterization of Eco-Design Checklists. *Journal of the Korean Society of Precision Engineering*, 29(9), 964-970.

Maud Rio, Tatiana Reyes, Lionel Roucoules, (2011). A framework for eco-design: an interface between LCA and design process. *International Journal of Engineering*, 2011, IX, ISSN: 1584-2665, p.121-126.

Meursing M. (2015). Sustainability Inspired Materials Selection App for Designers, TU Delft University.

Prendeville, S., O'Connor, F., & Palmer, L. (2014, 12 15). Material selection for eco-innovation: SPICE model. *Journal of Cleaner Production*, 85, 31-40.

UNEP/SETAC, Life Cycle Initiative (2009). Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products.

WCED. (1987). *Our Common Future*. Oxford, New York: Oxford University Press

The new Guidelines for Social Life Cycle Assessment of products and related pilot phase: challenges and successes

Marzia Traverso¹, Gabriella Arcese², Rose Nangah Mankaa¹, Maria Claudia Lucchetti³

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

³Università degli Studi Roma Tre, Via Silvio D'Amico 77, 00145 Roma, Italy

Email: marzia.traverso@inab.rwth-aachen.de

Abstract

The revised version of the Guidelines of Social Life Cycle Assessment of a product will be published in November 2020, closing the first phase of the project. The second phase is on the pilot testing which is currently running with nine pilots. An overview of the new methodological aspects will be given as well as the description of the pilot phase and an overview on future developments. The project is under the umbrella activities of the United Nations Environment Programme Life Cycle Initiative. The leadership of this project is assumed by the Steering Committee of the Social Life Cycle Alliance. Examples of new methodological aspects that have been introduced in the guidelines are: integration of the Social Organizational Life cycle assessment, definition and description of Type I and Type II impact assessment approaches, and principles for communicating social Impacts.

1. Introduction

The revision of the Guidelines for Social Life Cycle Assessment of products (UNEP 2009) started in September 2017 led by Social Life Cycle Alliance. In May 2018 the project was officially supported by the UNEP Life Cycle Initiative under its umbrella activities. The project consists of two main phases; the first focuses on the revision of the guidelines and the second on the development of a piloting phase.

The first phase is almost at its end. It will be officially concluded in November 2020 with the publication and launch of the new guidelines. This phase of the project involved experts from academics and business in more than 20 countries worldwide. Two workshops were organized; the first in Pescara after the Social Life Cycle Assessment conference in 2018 and the other in 2019 hosted by UNEP in Paris.

These two workshops allowed for the development of the first two drafts and the integration of several of the new aspects together with an allignment on some methodological issues.

A final consultation process with over 500 comments and 50 participants was carried out in May 2020 and all the comments have been addressed and integrated, accordingly, in the third draft.

Objective of this paper is presenting the state of art of The revision of the Guidelines for Social Life Cycle Assessment of products and give updates on the development of the methodology.

In the next paragraph an overview of the new aspects will be given together with the current status of the pilot phase and an outlook on future developments. In section 3, the Pilot phase of the project is described and finally, conclusions and future outlook are reported in section 4.

2. Methodological development

One of the main reasons for the review of the UNEP Guidelines 2009 was the necessity to integrate methodological developments which occurred in the last 10 years, thanks to further research and the application of Social Life Cycle (S-LCA) to several sectors. A good overview on those improvements is reported in the articles related to the Special Issue published in International Journal of LCA (Macombe et al., 2018). Upto 2019, the UNEP Guidelines 2009 has been applied in about 60 case studies (Tokede and Traverso 2020).

An important aspect, which has been addressed in the new version, is the language and the ability of the guidelines to guide also non-experts on carrying out S-LCA. Indeed, from the several implementations carried out in the last 10 years, it was clear that usually those in charge of social data in companies are often not familiar with the life cycle thinking approach and are often from the Human Resource Department. Supplementary definitions and examples are reported all through the guidelines, in figures and boxes, to allow non-experts understand better the methodology.

Figure 1 illustrates an example where the definition of possible outputs of the S-LCA is given including their differences and a practical example.

EXAMPLES OF S-LCA OUTCOMES of a piece of clothing (simplified fictional example)

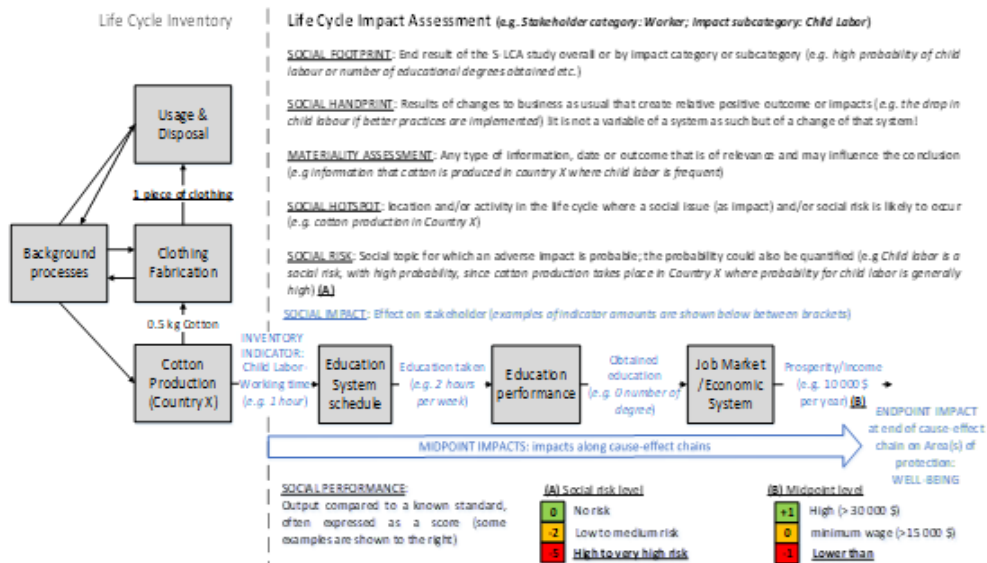


Figure 1: practical example in the new Guideline

Particular emphasis was placed on the distinction among actual impact, potential impact, social risk, social hotspot and social performance to give a clear structure to the methodology and on improving the comparability of different studies.

Indeed, a host of current literature often use some terminologies as synonyms despite huge differences in their respective definitions. Hence, the much-needed clarification on main terminologies was addressed including the following:

- **Actual social impacts** are possible changes that people can experience as a result of an activity that is based on observed data. Assessing actual social impacts means using observed and verified primary specific data collected directly from stakeholders for the purpose of the assessment. Proxy indicators may not be used, and the study may not be predictive in nature.
- **Potential impacts** are assessed when only proxy and country/sector data are used. Potential impacts can be derived through the assessment of **social risk**.
- **Social hotspot** is a location and/or activity in the life cycle where a social issue (as impact) and/or social risk is likely to occur.
- **Social performance** refers to the principles, practices, and outcomes of businesses' relationships with people, organizations, institutions, communities, and societies in terms of the deliberate actions of businesses toward these stakeholders as well as the unintended externalities of business activity measured against a known standard.

All the definitions reported above are taken from the draft revised guidelines.

Another innovative aspect of the revised guidelines is the integration of the Social Organizational Life Cycle Assessment (SO-LCA), which is the approach to

assess the social performance at corporate level without considering the product (Martínez-Blanco et al., 2015).

A clear explanation of *Type I and II impact assessment* (Garrido, S. R., et al, 2018) approaches is also provided. Type I is defined as the Reference Scale Approach and the Type II is the Impact Pathway Approach.

The definition of positive impact with three possible examples are also reported to give a clear structure to the user:

1. Type A – Positive social performance going beyond business as usual
2. Type B – Positive social impact through presence (product or company existence)
3. Type C – Positive social impact through product utility

A new stakeholder category -Children – and some impact subcategories have been added to the framework.

An important part is also the paragraph which describes the link of S-LCA with other international framework such as the Sustainable Development Goals (SDGs) of Agenda 2030 and the 10-Year Framework of Programmes on Sustainable Consumption and Production (10YFP).

The structure of the S-LCA is in line with ISO 14040(2006): Goal and Scope, Life Cycle Inventory, Life Cycle Impact Assessment, and Interpretation. A chapter is dedicated to each of the S-LCA phases following a more practical approach and incorporating current methodological developments.

A new chapter has been introduced addressing Communication of social impacts. Here, principles and a possible pathway for communicating social impacts are given as well as suggestions for B2B and B2C communication.

Table 1: main novel aspect in the guideline

Issues	Novel aspects
Language	Ability to guide also non-experts
Impacts	Distinction among actual impact, potential impact, social risk, social hotspot and social performance
Applications	Improving comparability of the study
Applications	Integration with the SO
Impacts	Clear explanation of <i>Type I and II impact assessment</i>
Impacts	The definition of positive impact
Impacts	Children category has been adjunct

Issues	Novel aspects
Integration	Introduction of specific paragraph which describes the link of S-LCA with other international framework such as the Sustainable Development Goals (SDGs) of Agenda 2030
Communication of social impacts.	New chapter has been introduced

3. Pilots phase of project

The second phase of the Project is on the implementation of the new guidelines to 9 pilot projects. This phase was launched in April 2019 and effectively started in November 2019. Several activities have already been implemented in this phase of the project including:

- Two trainings on the revised Guidelines
- Training on the Social Hotspot database (SHDB access made available to pilot participants)
- Regular Webinar on the Project status with all pilots (every two months)
- One-to-one meetings with partners (on demand)
- Template for collection of data and/or drafting of pilot report

The timeline of this project phase is reported in Figure 2.

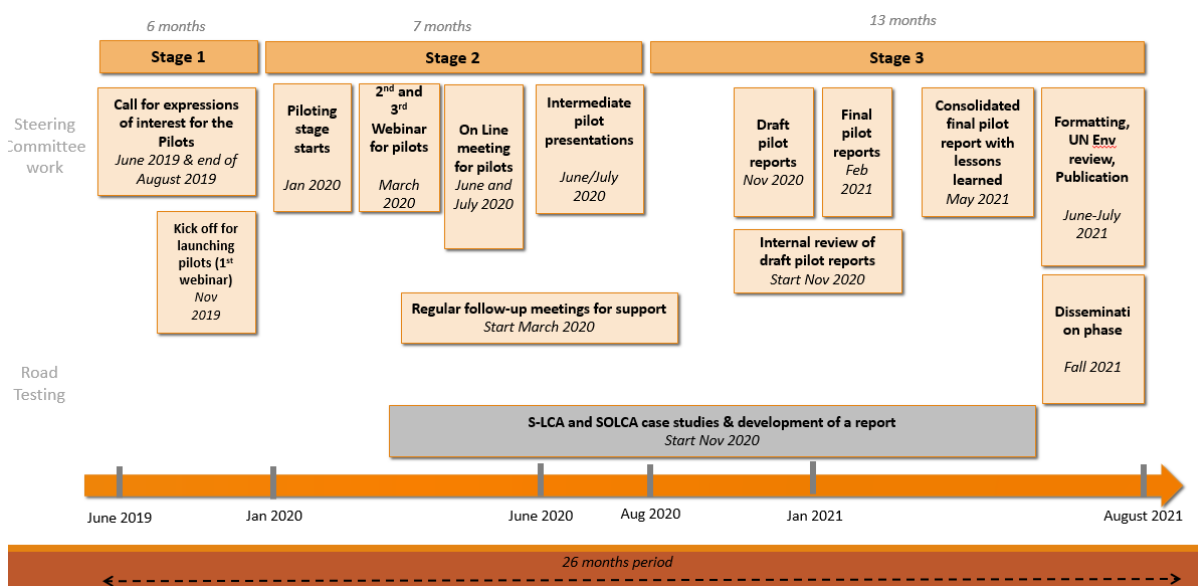


Figure 2: timeline of Phase 2

The list of the companies and organizations involved as well as the sector of the pilot is reported in Table 2:

Table 2: list of the pilots and organizations involved

Name of company	Sector
AptarGroup	Packaging
BMW Group	Automotive
Confetti Pelino S.r.l.	Food products (Candies)
Department of Space and Population (DIEP) – University of Cuenca	Sustainable waste management
Japfa Ltd	Food products (Poultry)
International Copper Association (ICA)	Copper
Ponzio S.r.l.	Aluminum
Roundtable for Product Social Metrics	Cosmetics (Sheabutter)
Tata Steel Ltd.	Steel

The case studies are implementing the guidelines and using the different approaches described. Results, feedbacks and comments will be collected and reported in the compendium document which will be published in June 2021.

4. Conclusions and future outlook

Social Life Cycle Assessment (S-LCA) is a methodology developed to assess the positive and negative social impacts of products, services and organizations. In the past 10 years, a lot of developments and implementations have been carried out. Thanks to these experiences, today we can better define the methodology, its indicators and the impact assessment methods.

Given the quality and maturity of developments in the last decade, the S-LCA Guidelines has proven to be a very valid supporting tool in achieving the SDGs by 2030.

In this context, a holistic view of the life cycle perspective from the design phase to end of life (EoL) phase is required.

Today more than ever, there is an active involvement of the international scientific community and a constant interest of companies in social sustainability who are looking forward to the outcomes of the revision process of the S-LCA guidelines. The final document will be published, and results of the review process will end in 2021. Also an update of the Methodological Sheets is being defined in order to complete the updating of all documents.

The new versions will have a practical and pragmatic approach and aims to provide organizations with practical support even for non-experts.

5. References

Benoit C, Mazijn, B, Eds., 2009. Guidelines for social life cycle assessment of products. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative.

Garrido, S. R., Parent, J., Beaulieu, L., & Revéret, J. P. 2018. A literature review of type I SLCA—making the logic underlying methodological choices explicit. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(3), 432-444.

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>

Tokede, O., Traverso, M. 2020. Implementing the guidelines for social life cycle assessment: past, present, and future. *Int J Life Cycle Assess.* <https://doi.org/10.1007/s11367-020-01814-9>

Towards an LCA-based market incentive mechanism regulated through blockchain for carbon emissions reduction

Nicolò Golinucci^{1,2}, Fabrizio Bruno Armani, Matteo Vincenzo Rocco^{1,2},
Emanuela Colombo^{1,2}

¹Fondazione Eni Enrico Mattei (FEEM), Corso Magenta 63, 20123, Milan, Italy

²Department of Energy - Politecnico di Milano, Via Lambruschini 4, 20156,
Milan, Italy

Email: nicolo.golinucci@feem.it

Abstract

Today's challenge of mitigating the effects of climate change involves strategies to reduce greenhouse gas emissions into the atmosphere. Since only a part of developed countries have historically taken an active role in this direction, the question arises whether efforts done so far are addressing global emission reduction. The aim of this work is to explore the current regulatory and methodological framework of life cycle assessment in order to evaluate and propose a blockchain managed system for issuance of CO₂ emissions reduction tokens. The proposed framework aims to drive consumer preferences by granting an economic incentive, proportional to the emissions avoided, by choosing a certified product whose impact is lower than the carbon footprint of an average product that covers the same functional unit. This incentive would be driven by insurance companies, which are directly exposed to the risk of increasing damage enhanced by the worsening climatic change conditions.

1. Introduction

Human activities have always been driven by specific individual goals, exploiting goods and services in order to achieve them. The sum of the effects of each individual activity results into the social sphere of causation, where human beings interact which each other exchanging value while interacting with the biophysical sphere, thus impacting on it with different degree. In fact, in this process humans exploit natural resources and release emissions as side-products of their activities. The interaction between the two spheres could trigger feedback loops influencing the way in which stocks and flows of material, goods and services are allocated between individuals and environments. Society could be seen as the hybrid of these two spheres (Fischer-Kowalski & Weisz, 1999).

In the interaction between human activities and nature, technology have allowed economic development, intended as the means by which the same goods and services can be obtained exploiting less resources. Humans have introduced a measure of the benefit that a good or a service brings to an economic agent, which is a person, company or organization that influence economy by producing, buying or selling. This measure is the economic value, which is accounted in monetary units.

The use of resources and the resulting release of emissions as a co-product of society's economic initiatives, has recently led to a high level of pressure on the environment (Steffen et al., 2015). Indeed, release of emissions and overexploitation of resources by an economic agent may have an indirect economic impact on a third party or on the society taken as a whole: this economic impact is called externality. If its impact is negative, one way to actively account for it is to endogenize it into the economy by attributing present economic value to potential future damages. There is a great amount of mechanism and methodologies that can be put in place to assign economic cost to externalities. In theory, the environmentally harmful activity should be surcharged by a cost that equals marginal damage with the marginal cost of mitigating that impact (OECD, 2011). Nevertheless, when it comes to determine marginal external costs (such as climate change related issues) uncertainties preclude the determination of an optimal value (Pindyck, 2017).

According to Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), anthropogenic greenhouse gasses (GHG) emissions are estimated to have caused about 1°C of global warming above pre-industrial levels with high confidence (IPCC, 2018). Joint efforts at international level, aimed at limiting carbon emissions, are grounded on the so called production-based approach (PBA), which means that each of the nations who took part in international agreements, such as Paris Agreement (United Nations, 2015), is responsible for the emissions released within its boundaries. Every country has adopted its own strategies for reducing emissions and today 15% of global emissions are regulated by carbon pricing initiatives (World Bank Group, 2020). Nowadays it is possible to identify mainly two carbon pricing mechanism: carbon tax and emission trading system (ETS). Although theoretical and regulatory differences between these two mechanisms exist, they are usually implemented simultaneously in practise. Furthermore, it is observed that the price-signal of carbon pricing on investors and consumers choices is often diluted by other taxes and laws, which are more impactful on economic agent behaviour (Haïtes, 2018). Nevertheless, it should be noted that over two decades of international agreements, although these initiatives have achieved significant local results, the first relevant global outcome have been experienced only in very recent time. In particular, energy-related CO₂ emissions have substantially flattened in 2019 (International Energy Agency, 2020). However, it should be noted that this results from the sum between a substantial reduction in advanced economies (i.e. EU, USA and Japan), which have on average a form of carbon limitation policy, and an equal increase in the rest of the world, where carbon emissions are not regulated yet.

In this context, alternative approaches to PBA have emerged in the scientific (Afionis et al., 2017) and political debate (von der Leyen, 2019) moving towards a consumption-based approach (CBA), which allocates to each country the responsibility of the emission released all over the world to produce what it consumes. In practise, this may take the form of a border carbon adjustment, assigning a price to emission embodied in imports. CBA emission have been calculated and investigated through multiregional input-output (MRIO) analysis (Davis & Caldeira, 2010), its effectiveness in unilateral emission reduction policy

have been studied (Jakob et al., 2014) and assessed in comparison with PBA, through optimization models (Golinucci et al., 2019, Sommer & Kratena, 2020). It emerges that, even if CBA seems to be effective in addressing carbon leakage (i.e. increase in overall CO₂ emission as a consequence of local emission reduction policy), practical regulatory issues, connected to the need of tracking and verifying emission flows, and sub-optimality of the approach hamper the paradigm shift. Furthermore, it is noted that carbon leakage, usually pointed out when unilateral policy are applied in a net carbon importer country, may occur also in the CBA case when applied to a net carbon exporter country, since there would be no incentive for decarbonizing sectors devoted to export (Tukker et al., 2020). Finally, even if CBA would require to reform taxation and international trade agreements (e.g. World Trade Organization), efforts in innovating fiscal policies have recently been explored, describing and evaluating the effects of a destination-based cash flow taxation (Auerbach et al., 2017).

To the knowledge of the authors, a market strategy for reducing global GHG emissions is to date not existent or in development. Such a mechanism would lead to allocating a pure market price that reflects the avoided damage that society attributes to GHG emissions. In order to do so, we think that it is necessary to link the economic agent which is responsible for the emission embodied in the demanded goods and services (i.e. consumer) with the one that is materially paying for climate-related damages (i.e. insurance companies), disregarding the national regulatory framework. In fact, from one hand the whole metabolism is ultimately driven by the presence of a demanded good or service. By analogy with the CBA approach for nations, the consumer would therefore become responsible for the corresponding footprint. From the other hand, although the costs associated with the growing extreme weather events are indirectly felt by the population as a whole, it is now possible for some people to cover themselves against these damages by taking out an insurance policy. In essence, therefore, insurance companies are becoming the ones who pay directly for climate change damages, which are becoming increasingly important for these companies (Armstrong & Ralph, 2020). So, through the integration between life cycle thinking and industry 4.0 technologies, it becomes possible to close the feedback loop of the entire carbon chain, managing to connect economic agents to the impacts they involve. This is the background behind the idea we propose in this paper.

2. Literature review

The first pioneering studies of what is now called LCA date back to late 1960s and 1970s (Guinée et al., 2011). However, it was in the 1990s that a scientific methodological approach was defined, and, at the end of the decade, the first ISO standardization was released. This standard, net of extensions and updates that have occurred over the years, is still regulating LCA application (ISO, 2006). Other guidelines provide more exhaustive support, aiming for harmonized approach in specific applications (JRC, 2011). Nevertheless, some limitations are still hampering a broad adoption of the LCA approach in the assessment of impacts related to manufactured products and services offered to our society. In

this regard, we identify two main issues in the current literature: the first one is connected with time consuming inventory data retrieval and reproducibility, addressable through the implementation of industry 4.0 technologies; the second one refers to LCA results communication and reliability, in which the role of comparativeness is crucial.

a. The role of new technology in LCA

For complex and geographically distributed systems such as current global supply chains, LCA studies often fail to account for all possible inputs of a product system (Genovese et al., 2017). With the technological progress, the application of LCA has developed and integrated with other technologies to support highly detailed and real-time analysis of inventory data. In this perspective, Tao et al. provided a multi-layered structure to compute energy savings and emission reduction by integrating LCA with internet of things (IoT) and bills of materials (BOM) (Tao et al., 2014). Van Capelleveen et al. present the so-called *Footprint of Things*, a hybrid architecture able to take advantage of a radiofrequency identification (RFID) regulated IoT infrastructure to collect real-time, process specific inventory data as opposed to the current averages approach (van Capelleveen et al., 2018). Mishra and Singh propose a framework to allow automated LCA using the above-mentioned technologies in order to evaluate all the CO₂ emissions of each life cycle step with the aim to offset them by planting trees. By doing so, they propose a set of equations able to point out all the needed information for a generic manufacturing product embodied carbon assessment (Mishra & Singh, 2019). Zhang et al. proposes an implementation framework regulated by blockchain technology able to orchestrate the data flow collected by IoT technologies across the various steps of the supply chain. Moreover, it provides a rough estimate of the proposed system if implemented on a Chinese manufacturing producer, noting that the vast majority of the cost lies in the development and maintenance of the software (Zhang et al., 2020). Blockchain technology and smart devices have also been proposed for innovative reputation-based ETS solutions (Khaqqi et al., 2018). An application of this approach has been implemented on a case study in fashion apparel manufacturing industry (Fu et al., 2018).

b. The theme of comparativeness in LCA

Galindro et al. have recently developed a deepened literature review investigating the problems regarding the possible improvement in LCA results communication (Galindro et al., 2019). They identify four main issues: diversity of methodologies, absence of positioning of products among its peers, lack of external reference values for comparison and understanding of multiple indicators. Uncertainty level of the employed data and methodological choices influence results consistently. In this sense, the introduction of Environmental Product Declaration (EPDs) represent an important mean for providing quantified and objective information on environmental burdens of products with similar function. This comparison is possible thanks to the definition of rules for product categories (PCR) with the involvement of different stakeholders such as industry, society and academia.

Coherently, the European Commission highlighted the importance of enabling competition based on environmental performance (European Commission, 2013). Therefore, the absence of clear communication of results, also resulting from the number of indicators presented in the analyses, suggests the need to establish a synergy between LCA and benchmarking practice. Efforts in this direction have resulted in initiative such as Product Environmental Footprint (PEF). Nevertheless, deep analysis of the pilot phase of PEF initiative points out several issues undermining the warranty of fair comparability such as product performance definition, category classification and modelling of electricity (Bach et al., 2018). Other benchmarking techniques are highlighted in the literature. For example, Data Envelopment Analysis (DEA), a methodology based on linear programming, is used to assess relative efficiency between homogeneous product units (i.e. decision-making units). Due to the fact that this technique depends on data that have been assessed under the same methodological framework, it has been employed more for organizational-oriented rather than product-oriented studies. It emerges that the most urgent issue is the need to integrate the benchmarking of LCA results with other classification procedures, such as PCRs, since they would facilitate the definition of homogeneous shared methodologies for evaluating production processes (Galindro et al., 2019).

3. Methodology

In this section we present the methodology that we intend to implement for monitoring, allocation and exchange property of avoided CO₂ emissions, which is called BitCO₂. Each sub-section, corresponding to each step of the LCA methodology, is accompanied by a practical example of the application for electric vehicle purchase and usage.

a. Goal and scope definition

The goal of BitCO₂ is to provide the information - and eventual economic incentive - to the consumer regarding the quantity of GHG emissions avoided by the purchase of a specific product that covers a specific functional unit, compared to the average product that could have been purchased in the same market to cover the same functional unit.

Assuming to involve a company producing electric cars and a company supplying electricity from renewable sources, we would identify as functional units a vehicle of a certain size and category purchase (for its purchase) and the single km travelled (for its use).

b. Inventory analysis

This application requires two inventory analyses to be carried out in parallel. Specifically, on the one hand, an inventory analysis will be carried out in real time thanks to the adoption of smart meters (joint use of RFID and timestamping) at each stage of the supply chain that can automatically provide the necessary inventory data. On the other hand, starting from the same product category in which the object of the LCA analysis is included, an average product of the same

market in which it competes is identified. Clearly, ambiguous functional units and choice in allocation methods may bring to ambiguity in LCA results (van Capelleveen et al., 2018). Several allocation methods exist and LCA guidelines have established and databases, such as ecoinvent, provide multiple system models (Wernet et al., 2016). Therefore, it would be possible to choose the same system model for both the average comparison product in the market mix and the real-time specific supply-chain of BitCO₂ network member. In the case of the car manufacturer, real-time tracking would require the introduction of multiple smart meters capable of tracking information on actual GHG emissions. For a less complex supply chain such as electricity production, it would be sufficient to monitor the energy mix referred to the electricity supplier. At this point there would be, on the one hand, the information necessary to provide the information regarding the quantity of equivalent CO₂ emitted to produce and deliver the vehicle in question and the electrical kWh in medium voltage as fuel and, on the other hand, the average references for the same product categories in the same market.

c. Impact assessment

The impact assessment part is carried out between the two macro-areas of the BitCO₂ network, upstream and downstream of consumer's purchase of the good or service under analysis. The impacts of GHG emissions related to the specific and average reference product are aggregated and weighted according to the global warming potentials (GWP) identified by the IPCC (United Nations Climate Change, 2020). At this stage the need of complete comparability between the two analyses is evidently unveiled. In fact, in order to trigger a virtuous circle between consumers, producers and insurance companies, the difference between the two GHG impacts is computed. In this way it will be possible to quantify the amount of emissions avoided (or added) by buying the product under analysis compared to the corresponding average alternative product.

In the example that we are adopting, the buyer of the specific electric car in question would thus become the owner of both the car and a title that identifies the avoided emissions, called Saved Carbon Token (SCT). For each refuelling, if the buyer recharges his/her car through the supplier of electricity within the BitCO₂ network, he/she will be awarded with additional proportional SCT. In particular, this will amount to the difference between the CO₂ emitted for recharging the vehicle with that specific supplier electricity mix and the CO₂ emitted by an average same category vehicle to cover the same distance travelable with that electricity.

d. Interpretation

The interpretation phase of the LCA analysis is usually aimed at identifying problems, completeness assessments, sensitivity and consistency checks. Although it is expected that these assessments will be conducted, for example, by deepening and updating the average inventory information based on technological progress, this part aims to highlight the incentive mechanism that this system is intended to trigger. In this sense, the interpretation phase is seen

as an evaluation of the avoided CO₂ impact that the market depicts. To do this, it is essential to introduce the role of the third key stakeholder in this system (in addition to producer and consumer): insurance companies. Indeed, insurance companies have interest in experiencing a reduction in global GHG emissions. In fact, these companies are already paying relevant damages due to the occurrence of extreme climate events that are likely to occur more frequently (IPCC, 2014). Although there is no universally agreed method to date to quantify the impact of the expected damage from the additional unit of CO₂ released into the atmosphere, each insurance company operating in this market needs to adopt its own assessment. Putting BitCO₂ into practice would require them to estimate the expected economic impact over a sufficiently long period of time of the amount of CO₂ they would like to avoid (e.g. 20 Gton in 10 years). In this perspective, it would be the insurance company that would issue the avoided emissions title (i.e. SCT), certifying the conformity of the comparative LCA analysis conducted, recognizing the ownership of the title to the person who actively made the ecologically virtuous purchase. At a later date, for example one year after the publication of the SCTs, the company will reabsorb them by means of rebates for insurance premiums. This results in a real market for avoided emissions. For this reason, it is necessary that the trading of this asset is regulated by a suitably robust blockchain model. It is useful to point out that one of the strongest value propositions of the blockchain technology, in our opinion, does not lie in the traceability of the LCA process and its components - which as explained can be achieved with different and less intensive tools - but rather in accountability and exchange of the emission reduction tokens.

4. Conclusions

Nowadays, LCA is increasingly adopted to provide information on the impacts associated with consumer goods. Although there are still issues of comparability and access to the inventory information needed for analysis, the use of new industry 4.0 technologies together with new standards and benchmarks can allow for a system of incentives to facilitate the decarbonisation challenge undertaken today. The adoption of suitably strong and neutral blockchain model would unleash potential economic value enclosed in information about the lower climate-changing impact of a product compared to an alternative that meets the same need of the consumer. BitCO₂, the solution presented in this work, would involve three entwined economic actors in a mechanism that would make it beneficial to reduce overall GHG associated with the production and consumption of a specific category of consumer goods. In particular, the insurance company would see long-term cost savings from the issuance of a security recognising ownership of a unit of avoided emissions, which it would recognise at a present cost. The supply chain actors involved in the production and delivery process of a given product involved in the BitCO₂ network would have an incentive to decarbonize its supply chain as much as possible, thus attracting an increasing volume of clients. In fact, the already growing environmental awareness and preference of consumers would be reinforced by the relative economic advantage

of choosing low-carbon options. Finally, the adoption of the described application would consequently enhance LCA spread and classification development.

5. References

- Afionis, S., Sakai, M., Scott, K., Barrett, J., & Gouldson, A. (2017). Consumption-based carbon accounting: does it have a future? *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 8(1), 1–19. <https://doi.org/10.1002/wcc.438>
- Armstrong, R., & Ralph, O. (2020). Climate change : can the insurance industry afford the rising flood risk ? *Financial Times*.
- Auerbach, A. J., Keen, M., & Vella, J. (2017). Destination-Based Cash Flow Taxation. *SSRN Electronic Journal*, (February). <https://doi.org/10.2139/ssrn.2908158>
- Bach, V., Lehmann, A., Görmer, M., & Finkbeiner, M. (2018). Product environmental footprint (PEF) pilot phase-comparability over flexibility? *Sustainability (Switzerland)*, 10(8). <https://doi.org/10.3390/su10082898>
- Davis, S. J., & Caldeira, K. (2010). Consumption-based accounting of CO2 emissions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(12), 5687–5692. <https://doi.org/10.1073/pnas.0906974107>
- European Commission. (2013). Costruire il mercato unico dei prodotti verdi - Migliorare le informazioni sulle prestazioni ambientali dei prodotti e delle organizzazioni.
- Fischer-Kowalski, M., & Weisz, H. (1999). Society as a Hybrid Between Material and Symbolic Realms. Toward a Theoretical Framework of Society-Nature Interaction. *Advances in Human Ecology*, 8(October), 215–251.
- Fu, B., Shu, Z., & Liu, X. (2018). Blockchain enhanced emission trading framework in fashion apparel manufacturing industry. *Sustainability (Switzerland)*, 10(4), 1–19. <https://doi.org/10.3390/su10041105>
- Galindro, B. M., Zanghelini, G. M., & Soares, S. R. (2019). Use of benchmarking techniques to improve communication in life cycle assessment: A general review. *Journal of Cleaner Production*, 213, 143–157. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.12.147>
- Golinucci, N., Rocco, M. V., & Colombo, E. (2019). The effectiveness of LCA-based emissions policies against carbon leakage: theory and application. In *XIII Convegno della Rete Italiana LCA - Il Life Cycle Thinking a supporto delle strategie di mitigazione e adattamento ai cambiamenti climatici* (pp. 16–23). Roma.
- Guinée, J. B., Heijungs, R., Huppes, G., Zamagni, A., Masoni, P., Buonamici, R., ... Rydberg, T. (2011). Life cycle assessment: Past, present, and future. *Environmental Science and Technology*, 45(1), 90–96.

<https://doi.org/10.1021/es101316v>

Haites, E. (2018). Carbon taxes and greenhouse gas emissions trading systems: what have we learned? *Climate Policy*, 18(8), 955–966. <https://doi.org/10.1080/14693062.2018.1492897>

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2014). *Summary for Policymakers. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324>

Intergovernmental Panel on Climate Change. (2018). *Global warming of 1.5°C An IPCC Special Report on the impacts of global warming of 1.5°C above pre-industrial levels and related global greenhouse gas emission pathways, in the context of strengthening the global response to the threat of climate change*. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324>

International Energy Agency. (2020). Global CO₂ emissions in 2019. Retrieved February 14, 2020, from <https://www.iea.org/articles/global-co2-emissions-in-2019>

ISO. (2006). *Environmental management - life cycle assessment - life cycle impact assessment (ISO 14044)*.

Jakob, M., Steckel, J. C., & Edenhofer, O. (2014). Consumption- Versus Production-Based Emission Policies. *Annual Review of Resource Economics*, 6(1), 297–318. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-100913-012342>

JRC. (2011). *ILCD Handbook (Vol. 53)*.

Khaqqi, K. N., Sikorski, J. J., Hadinoto, K., & Kraft, M. (2018). Incorporating seller/buyer reputation-based system in blockchain-enabled emission trading application. *Applied Energy*, 209(September 2017), 8–19. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.10.070>

Mishra, S., & Singh, S. P. (2019). Carbon management framework for sustainable manufacturing using life cycle assessment, IoT and carbon sequestration. *Benchmarking*. <https://doi.org/10.1108/BIJ-01-2019-0044>

OECD. (2011). *Taxation , Innovation and the Environment: A Policy Brief*. <https://doi.org/10.1787/9789264087637-en>

Pindyck, R. S. (2017). Coase Lecture—Taxes, Targets and the Social Cost of Carbon. *Economica*, 84(335), 345–364. <https://doi.org/10.1111/ecca.12243>

Sommer, M., & Kratena, K. (2020). Consumption and production-based CO₂ pricing policies: macroeconomic trade-offs and carbon leakage. *Economic Systems Research*, 5314(May 2019). <https://doi.org/10.1080/09535314.2019.1612736>

Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S. E., Fetzer, I., Bennett, E. M., ... Sörlin, S. (2015). Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science*, 347(6223). <https://doi.org/10.1126/science.1259855>

Tao, F., Zuo, Y., Xu, L. Da, Lv, L., & Zhang, L. (2014). Internet of things and BOM-

Based life cycle assessment of energy-saving and emission-reduction of products. *IEEE Transactions on Industrial Informatics*, 10(2), 1252–1261. <https://doi.org/10.1109/TII.2014.2306771>

Tukker, A., Pollitt, H., Henkemans, M., & Tukker, A. (2020). Consumption-based carbon accounting: sense and sensibility. *Climate Policy*, 0(0), 1–13. <https://doi.org/10.1080/14693062.2020.1728208>

United Nations. (2015). *Adoption of the Paris Agreement. Conference of the Parties*.

United Nations Climate Change. (2020). Global Warming Potentials (IPCC Fourth Assessment Report). Retrieved March 6, 2020, from <https://unfccc.int/process-and-meetings/transparency-and-reporting/greenhouse-gas-data/frequently-asked-questions/global-warming-potentials-ipcc-fourth-assessment-report>

van Capelleveen, G., Pohl, J., Fritsch, A., & Schien, D. (2018). The Footprint of Things: A hybrid approach towards the collection, storage and distribution of life cycle inventory data, 52, 350–334. <https://doi.org/10.29007/8pnj>

von der Leyen, U. (2019). A Union that strives for more: My agenda for Europe, 1–24. Retrieved from https://ec.europa.eu/commission/sites/beta-political/files/political-guidelines-next-commission_en.pdf

Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., & Weidema, B. (2016). The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1218–1230. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1087-8>

World Bank Group. (2020). Carbon Pricing Dashboard. Retrieved March 3, 2020, from https://carbonpricingdashboard.worldbank.org/map_data

Zhang, A., Zhong, R. Y., Farooque, M., Kang, K., & Venkatesh, V. G. (2020). Blockchain-based life cycle assessment: An implementation framework and system architecture. *Resources, Conservation and Recycling*, 152(October 2019), 104512. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104512>

Carbon footprint di uno stand espositivo

Sara Toniolo¹, Angelica Guidolin², Filippo Aguiari¹, Antonio Scipioni¹

¹Università di Padova, Dipartimento di Ingegneria Industriale

²Spin Life srl, Padova

Email: sara.toniolo@unipd.it

Abstract

L'obiettivo di questo studio è la quantificazione della Carbon Footprint di uno stand espositivo e comprenderne i maggiori contributi con l'intento finale di fornire dei risultati che possano aiutare a definire l'importanza, per studi più ampi, dell'impatto generato dagli stand, che possono presentare caratteristiche molto diverse da espositore a espositore. Uno stand di un espositore italiano allestito presso una fiera in Germania è stato scelto come caso di studio. I risultati ottenuti dimostrano che i principali contributi sono l'utilizzo di materiale per la realizzazione della pedana utilizzata come pavimentazione, i materiali usati per la predisposizione dell'impianto elettrico e i consumi di energia elettrica presso la fiera.

1. Introduzione

Negli ultimi anni l'organizzazione di fiere ha conosciuto uno sviluppo sempre maggiore portando a un incremento di espositori, visitatori e spazi adibiti. Nel 2015, per esempio, in Europa sono state organizzate 2420 fiere, coinvolgendo 782 organizzatori, 67,3 milioni di visitatori in 24,8 milioni di metri quadrati di spazi (UFI, 2016); mentre nel 2018 ne sono state organizzate 2673, con 822 organizzatori, 75,4 milioni di visitatori in 28 milioni di metri quadrati di spazi adibiti (UFI, 2019) registrando un importante incremento.

In linea con questa diffusione, sono stati condotti numerosi studi nel settore degli eventi per comprendere e far emergere il carico ambientale di queste esposizioni. Diversi studi trattano la questione focalizzandosi sulle problematiche relative al fine vita, per esempio Rivela et al. (2006) hanno condotto uno studio di Life Cycle Assessment (LCA) sulla gestione dei rifiuti in legno prodotti in occasione di un evento fieristico a Barcellona, sottolineando l'importanza di recuperare tali materiali per ridurre l'impatto dell'evento. Núñez et al. (2009) hanno sviluppato una metodologia ambientale per studiare i rifiuti prodotti durante le fasi di assemblaggio e smantellamento associati a strutture temporanee in occasione di eventi fieristici; i loro risultati indicano come la moquette utilizzata a copertura del pavimento sia uno dei maggiori responsabili dell'impatto di un evento. Sempre in relazione alla gestione dei rifiuti, Cierjacks et al. (2012) hanno utilizzato degli indicatori per comprendere gli aspetti ambientali e le influenze sul paesaggio naturale di un festival; Zeng et al. (2014) e Lou et al. (2015) hanno condotto uno studio di ciclo di vita focalizzato sul cambiamento climatico per valutare l'impatto dei rifiuti solidi prodotti durante l'Expo di Shanghai. Altri studi hanno cercato di

valutare gli eventi non solo dal punto della gestione dei rifiuti. Per esempio Toniolo et al. (2017) hanno applicato la metodologia LCA alle fasi di allestimento, hosting e disallestimento di una fiera in Italia includendo consumi di materiali e di energia oltre alla produzione dei rifiuti. Arrigoni et al. (2018) hanno sviluppato uno studio LCA per analizzare un padiglione temporaneo utilizzato per una fiera internazionale, sottolineando l'importanza della fase di progetto nella riduzione degli impatti.

Molti studiosi hanno applicato approcci basati sulla metodologia LCA per valutare gli impatti di altre tipologie di eventi, per esempio quelli sportivi. Hou et al., (2014) hanno applicato un metodo che considera l'impatto sociale ed economico oltre all'impatto ambientale per le attività di bonifica del Parco Olimpico di Londra; Dolf e Teehan (2015) hanno calcolato l'impronta di carbonio dei viaggi degli spettatori e dei giocatori in occasione di eventi sportivi universitari in Canada. Scrucca et al. (2016) hanno eseguito un'analisi decisionale multi-criterio per un evento sportivo in Italia. Edwards et al. (2016) hanno applicato la metodologia LCA per misurare l'impatto sul cambiamento climatico degli eventi sportivi dell'Università dell'Arizona, includendo i consumi degli spettatori, i viaggi e le sistemazioni presso le strutture ricettive. Tóffano Pereira et al. (2017) hanno analizzato da un punto di vista ambientale le diverse possibilità di localizzazione dei campionati mondiali di calcio; Triantafyllidis et al. (2018) hanno calcolato le emissioni di gas serra associate ai viaggi degli spettatori per eventi sportivi universitari, confrontando le diverse opzioni di localizzazione delle strutture. Altri autori hanno applicato approcci di ciclo di vita ad una ulteriore tipologia di evento, ovvero convegni e conferenze. Mankaa et al. (2018) hanno analizzato l'impatto di una conferenza specializzata sui temi della sostenibilità con circa 800 partecipanti mostrando come i viaggi siano responsabili del 73% delle emissioni di gas serra del ciclo di vita della conferenza. Mondello et al. (2019) hanno indagato l'impatto di due convegni tenuti in Italia e Neugebauer et al. (2020) hanno calcolato gli impatti ambientali di una conferenza in tutte le sue fasi.

I carichi ambientali degli eventi sono stati anche studiati usando l'impronta ecologica: Collins et al. (2009) ha applicato l'analisi dell'impronta ecologica a due grandi eventi sportivi; Andersson e Lundberg (2013) hanno condotto una tripla valutazione di impatto di un festival musicale che include l'impronta ecologica. Teng e Wu (2014) hanno calcolato l'impronta ecologica di un progetto di costruzione di una sala espositiva.

Emerge che vi sono diverse applicazioni nel settore degli eventi, con maggiore diffusione relativamente a fiere, eventi sportivi e conferenze. Le fiere sono generalmente analizzate in riferimento alle strutture temporanee o i risultati ottenuti sono riferiti all'impatto generato dall'evento. Tuttavia, ad oggi non vi sono studi focalizzati sull'impatto ambientale di uno stand fieristico. L'obiettivo di questo lavoro è stato quindi quello di quantificare la Carbon Footprint di uno stand espositivo e comprenderne i maggiori contributi, con l'intento finale di fornire dei risultati che possano aiutare a definire l'importanza, per studi più ampi, dell'impatto generato dagli stand, ognuno dei quali può presentare caratteristiche molto diverse da espositore a espositore.

2. Materiali e metodi

Il caso di studio selezionato per lo sviluppo del lavoro riguarda uno stand espositivo di un'azienda italiana del settore alimentare allestito presso una fiera internazionale svoltasi in Germania a febbraio 2020. La metodologia applicata segue lo standard ISO 14067 (ISO, 2018) per il calcolo della Carbon Footprint. I confini del sistema comprendono le fasi di pre-allestimento, allestimento, utilizzo e disallestimento (Figura 1).

Nel pre-allestimento è inclusa la tracciatura degli spazi interni dello stand con nastro adesivo e il relativo smaltimento dopo la chiusura della fiera. Nell'allestimento sono inclusi il traliccio, lo stand e la predisposizione dell'impianto elettrico e i fine vita dei materiali utilizzati dopo la chiusura della fiera oltre che gli impatti associati al riutilizzo dei materiali. In particolare in relazione allo stand son inclusi i pannelli espositivi (410 m²), le grafiche e le reti in tessuto con funzione estetica (1000 kg); 383 sedie, 186 tavoli e 212 complementi, i tubi per l'impianto idraulico, il soppalco (2000 kg), la pedana in legno (5800 m²), i divisori in vetro (3100 kg), minuteria e nastro adesivo, tutti comprensivi anche del relativo fine vita e riutilizzo. Nella predisposizione dell'impianto elettrico sono inclusi quadri elettrici, cavi, una blindosbarra e lampade, anche in questo caso tutti comprensivi del relativo fine vita e riutilizzo. Nella fase di utilizzo sono incluse le attività di assistenza all'espositore per la movimentazione di materiali; nel disallestimento sono inclusi lo smontaggio dello stand, inteso come consumo degli avvitatori, e la pulizia finale. Non si considerano gli aspetti legati alla presenza dei partecipanti poiché l'attenzione è focalizzata sulla realizzazione dell'allestimento e non sulla partecipazione dei visitatori. Non si considerano eventuali materiali e accessori portati in fiera dall'espositore, ma il solo contributo associato allo stand così come da fornitura.

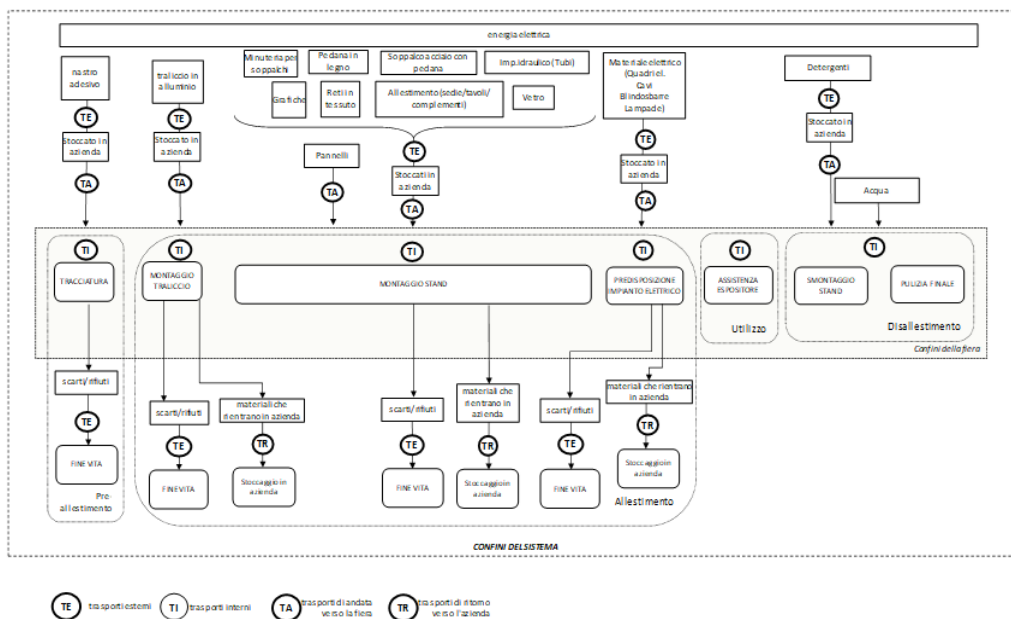


Figura 1: confini del sistema: tracciatura, montaggio del traliccio, montaggio dello stand, predisposizione impianto elettrico, smontaggio dello stand e pulizia finale

L'unità funzionale scelta è definita come uno stand espositivo di superficie pari a 2726 m² localizzato in fiera per un periodo di cinque giorni. La fruizione dello stand avviene da parte di un solo espositore. Per la raccolta dati è stato preso come riferimento l'anno 2019 per la produzione dei materiali utilizzati; l'anno 2020 per i trasporti dei materiali, le attività avvenute in fiera e i destini di fine vita o riutilizzo dei materiali. Nella scelta dei dati da utilizzare per lo studio di LCA sono stati utilizzati dati primari raccolti attraverso misurazioni dedicate. I dati primari raccolti sono stati:

- trasporto dei materiali dal fornitore al sito dell'azienda che esegue le attività di allestimento (luogo di origine, tipologia e classe del mezzo),
- trasporto dei materiali dal sito dell'azienda che esegue le attività di allestimento alla fiera in Germania (luogo di origine, tipologia e classe del mezzo) e il trasporto di ritorno verso l'azienda dei materiali che vengono riutilizzati,
- trasporto dei materiali rovinati che vengono smaltiti in Italia (luogo di origine, tipologia e classe del mezzo) e loro fine vita,
- processi di produzione dei pannelli espositivi utilizzati presso lo stand. Si considerano inoltre i trasporti interni mediante carrelli,
- materiali utilizzati (quantità e tipologia),
- consumi di energia per il montaggio, l'assistenza durante la fiera, lo smontaggio e le pulizie,
- scenari fine vita e quantità dei rifiuti prodotti in fiera secondo registri interni dell'azienda (Tabella 1).

I dati secondari, riguardanti i processi di produzione dei materiali e i processi di smaltimento, sono stati ricavati da banche dati internazionali (Ecoinvent 3.5).

La metodologia scelta per valutare i potenziali impatti ambientali dello stand oggetto del presente studio è il metodo IPCC versione 1.03.

Tabella 1: scenari di fine vita dopo l'utilizzo in fiera dei diversi materiali: nastro adesivo, traliccio, cablaggio, lampade, quadri elettrici, grafiche, sedie, tavoli, complementi d'arredo, tubi, soppalco e minuteria, reti in tessuto, padana in legno, pannelli e vetro

Materiale	Scario fine vita dopo l'utilizzo in fiera
Nastro adesivo	100% smaltimento in discarica
Traliccio in alluminio	1% smaltimento in discarica (99% riutilizzo)
Cablaggio	10% smaltimento in discarica (90% riutilizzo)
Lampade	10% smaltimento in discarica (90% riutilizzo)
Quadri elettrici	1% smaltimento in discarica (99% riutilizzo)
Grafiche	30% smaltimento in discarica (70% riutilizzo)
Sedie, tavoli, complementi e tubi	10% smaltimento in discarica (90% riutilizzo)
Soppalco e minuteria	1% smaltimento in discarica (99% riutilizzo)
Reti in tessuto	100% recupero
Pedana in legno	50% recupero (50% riutilizzo)
Pannelli in legno	10% smaltimento in discarica (90% recupero)
Vetro	100% recupero

3. Risultati e discussione

Il risultato dell'impatto totale dello stand, in termini di Carbon Footprint, è riportato alla Tabella 2.

Tabella 2: risultati ottenuti in termini di Carbon Footprint totale, fossil, biogenic, direct land use change e aircraft.

Impatto	Unità	Valore
Carbon Footprint Totale	kg CO2 eq	2,74E+05
Carbon Footprint (Fossil)	kg CO2 eq	2,28E+05
Carbon Footprint (Biogenic)	kg CO2 eq	4,53E+04
Carbon Footprint (direct Land Use Change)	kg CO2 eq	1,33E+02
Carbon Footprint (aircraft)	kg CO2 eq	7,72E-04

Nella Tabella 3 si riportano i contributi in termini percentuali relativi alla Carbon Footprint Totale dello stand, suddivisi secondo le attività individuate e tenendo isolati i contributi dati dai consumi di energia elettrica presso la fiera. Emerge che la fase relativa all'allestimento dello stand contribuisce per l'88,6% all'impatto totale, di cui il 56,6% associato allo stand, il 27,4% all'impianto elettrico e il 4,4% ai consumi di energia per le attività di allestimento presso la fiera. Il traliccio presenta un contributo pari allo 0,2% perché riutilizzato quasi completamente. Tali contributi coprono sia l'impatto dei materiali consumati, con i relativi trasporti, sia l'impatto associato al loro fine vita e l'impatto evitato grazie al riutilizzo.

Focalizzando l'analisi sullo stand, che rappresenta il contributo maggiore, anche a causa del fatto che molti materiali diversi sono coinvolti in questa attività è possibile comprendere quali sono i materiali con maggiore impatto (Tabella 4). Si sottolinea che tali contributi sono comprensivi sia dei consumi dei materiali sia del relativo fine vita. Emerge come la pedana in legno rappresenti il contributo maggiore all'interno della fase di allestimento.

Un altro contributo importante è rappresentato dalla predisposizione dell'impianto elettrico, che raggruppa quadri elettrici, cavi e lampade. Analizzando singolarmente tali contributi emerge che, tra questi, il più rilevante è dato dall'impiego dei quadri elettrici. I consumi di energia elettrica in fiera rappresentano complessivamente il 15% dell'impatto.

Tabella 3: contributi percentuali associati alle diverse attività: tracciatura, montaggio traliccio, montaggio stand, installazione impianto elettrico, consumi energetici e pulizie.

Fase del ciclo di vita	Attività	Contributo [%]
Pre-allestimento	Tracciatura	0,2%
Allestimento	Montaggio Traliccio	0,2%
Allestimento	Montaggio stand	56,6%
Allestimento	Predisposizione imp. elettrico	27,4%
Allestimento	Consumi energetici	4,4%
Utilizzo	Consumi energetici	6,5%
Disallestimento	Pulizie	0,6%
Disallestimento	Consumi energetici	4,1%
	Totale	100,0%

Tabella 4: contributi percentuali dell'allestimento dello stand suddivisi per materiali utilizzati: grafiche, vetro, sedie, tubi, tavoli, soppalco, minuterie, pedana in legno, pannelli e complementi.

Materiale usato per lo stand	Contributo sul totale dell'impatto [%]
Grafiche	2,5%
Vinile adesivo	0,1%
Reti tessuto	0,0%
Vetro	1,0%
Sedie	1,0%
Tubi	0,2%
Tavoli	1,0%
Soppalco acciaio	1,3%

Materiale usato per lo stand	Contributo sul totale dell'impatto [%]
Minuterie	0,3%
Pedana in legno	41,3%
Pannelli	6,1%
Complementi	1,7%
Totale	56,6%

4. Conclusioni

Lo studio condotto ha permesso di quantificare la Carbon Footprint di uno stand espositivo e comprenderne i maggiori contributi. I risultati ottenuti infatti mostrano come i contributi più significativi siano associati all'utilizzo della pedana in legno, e dei quadri elettrici, mentre i consumi energetici presso la fiera causano il 15% dell'impatto. Lo studio fornisce dei risultati che possono aiutare a definire l'importanza dell'impatto generato da uno stand espositivo, mettendo in luce anche il fatto che le modalità di montaggio e le quantità e tipologie di materiali utilizzati possono essere diverse da espositore a espositore. Quello che di nuovo i risultati comunicano è che l'impatto di una fiera può essere molto variabile e che considerare le caratteristiche dei diversi stand ospitati può richiedere un importante lavoro di raccolta dati per caratterizzarli tutti. Tuttavia, lo studio fornisce una prima panoramica dell'impatto di uno stand espositivo che potrebbe essere utilizzato per stimare gli impatti di una intera fiera. Il passo successivo potrebbe essere infatti quello di capire se proporzionare l'impatto di uno stand per giorni di esposizione o spazio occupato possa essere un modo semplificato ma anche attendibile di stimare gli impatti di un evento simile.

5. Bibliografia

Andersson, TD, Lundberg, E, 2013. Commensurability and sustainability: Triple impact assessments of a tourism event. *Tourism Manage.* 37, 99-109.

Arrigoni, A, Zucchinelli, M, Collatina, D, Dotelli, G, 2018. Life cycle environmental benefits of a forward-thinking design phase for buildings: the case study of a temporary pavilion built for an international exhibition. *J. Clean Prod.* 187, 974-983.

Cierjacks, A, Behr, F, Kowarik, I, 2012. Operational performance indicators for litter management at festivals in semi-natural landscapes. *Ecol. Indic.* 13,328-337.

Collins, A, Jones, C, Munday, M, 2009. Assessing the environmental impacts of mega sporting events: Two options? *Tourism Manage.* 30, 828-837.

- Dolf, M, Teehan, P, 2015. Reducing the carbon footprint of spectator and team travel at the University of British Columbia's varsity sports events. *Sport Manag. Rev.* 18,244-255.
- Edwards, L, Knight, J, Handler, R, Abraham, J, Blowers, P, 2016. The methodology and results of using life cycle assessment to measure and reduce the greenhouse gas emissions footprint of "Major Events" at the University of Arizona. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 536–554.
- Hou, D, Al-Tabbaa, A, Guthrie, P, Hellings, J, Gu, Q, 2014. Using a hybrid LCA method to evaluate the sustainability of sediment remediation at the London Olympic Park. *J. Clean Prod.* 83, 87-95.
- ISO (International Organization for Standardization), 2018. ISO 14067: Greenhouse gases — Carbon footprint of products — Requirements and guidelines for quantification.
- Lou, Z, Bilitewski, B, Zhu, N, Chai, X, Li, B, Zhao, Y, Otieno, P, 2015. Greenhouse gas emission and its potential mitigation process from the waste sector in a large-scale exhibition. *J. Environ. Sci.* 31, 44-50.
- Mankaa, RN, Bolz, M, Palumbo, E, Neugebauer, S, Traverso, M, 2018. Walk-the-talk: Sustainable events management as common practice for sustainability conferences. 233-240 In Mondello G., Mistretta M., Salomone R., Dominici Loprieno A., Cortesi S., Mancuso E. (a cura di) "XII Convegno della Rete Italiana LCA. Life Cycle Thinking in decision-making for sustainability: from public policies to private businesses. Conference Proceeding", Messina 11-12 Giugno 2018. 104-113, ENEA Eds., ISBN: 978-88-8286-372-2
- Modello, G, Neri, E, Salomone, R, Patrizi, N, 2019. Comparison of Carbon Footprint of the Italian LCA Network Conferences 2017-18: lesson learnt to mitigate and compensate emissions for the future. 90-97 In Gabriella Arcese, Maurizio Cellura, Sara Cortesi, Laura Cutaia, Maria Claudia Lucchetti, Erika Mancuso, Marina Mistretta, Chiara Montauti, Simona Scalbi (a cura di) "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", ENEA Eds., ISBN: 978-88-8286-389-0
- Neugebauer, S, Bolz, M, Mankaa, R, Traverso, M, 2020. How sustainable are sustainability conferences? e Comprehensive Life Cycle Assessment of an international conference series in Europe. *J. Clean Prod.* 242, 118516.
- Núñez, M, García-Lozano, R, Boquera, P, Gabarrell, X, Rieradevall, J, 2009. Temporary structures as a generator of waste in covered trade fairs. *Waste Manage.* 29, 2011–2017.
- Rivela, B, Moreira, MT, Muñoz, I, Rieradevall, J, Feijoo, G, 2006. Life cycle assessment of wood wastes: A case study of ephemeral architecture. *Sci. Total Environ* 357,1-11.

- Scrucca, F, Severi, C, Galvan, N, 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.
- Teng, J, Wu, X, 2014. Eco-footprint-based life-cycle eco-efficiency assessment of building projects. *Ecol. Indic.* 39, 160-168.
- Tóffano Pereira, RP, Oliveira Camara, MV, Mattos Ribeiro, G, Filimonau, V, 2017. Applying the facility location problem model for selection of more climate benign mega sporting event hosts: A case of the FIFA World Cups. *J. Clean Prod.* 159, 147-157.
- 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.
- Triantafyllidis, S, Ries, RJ, Kaplanidou, K, 2018. Carbon Dioxide Emissions of Spectators' Transportation in Collegiate Sporting Events: Comparing On-Campus and Off-Campus Stadium Locations. *Sustainability* 10, 241.
- UFI The global association of the exhibition industry 2015. (2016) Euro Fair Statistics. https://www.ufi.org/wp-content/uploads/2016/09/2015_euro_fair_statistics.pdf (accessed 01.04.20)
- UFI The global association of the exhibition industry 2018. (2019) Euro Fair Statistics. https://www.ufi.org/wp-content/uploads/2019/11/2018_euro_fair_statistics.pdf (accessed 01.04.20)
- Zeng, L, Zhu, H, Ma, Y, Huang, J, Li, G, 2014. Greenhouse gases emissions from solid waste: an analysis of Expo 2010 Shanghai, China. *J. Mater. Cycles Waste Manag.* 16, 616-622.

Valutazione preliminare in ottica di ciclo di vita della fattibilità di una filiera italiana del riciclaggio delle batterie elettriche per autotrazione

Cristian Chiavetta¹, Marco La Monica¹, Pier Luigi Porta¹, Claudia Scagliarino²,
Laura Cutaia¹

¹Laboratorio RISE – ENEA, via Anguillarese 30, 00123 ROMA

² *CINIGeo – Consorzio Interuniversitario Nazionale per l'Ingegneria delle Georisorse*

Corso Vittorio Emanuele II, 244 - 00186 Roma

Email: cristian.chiavetta@enea.it

Abstract

L'affermazione di un modello circolare di produzione e consumo delle risorse necessita di interventi sull'attuale modello economico lineare a livello di prodotto-processo, catena del valore, settore produttivo oltre che a livello territoriale, tenendo conto delle interazioni tra i diversi sistemi produttivi. Il Laboratorio RISE di ENEA ha applicato in diversi contesti un approccio per la valutazione della fattibilità di sistemi di urban mining tramite un'analisi di scenario di medio-lungo periodo per la quantificazione dei flussi di materie prime seconde producibili ed una contestuale analisi della sostenibilità economico-ambientale. In questo articolo si propone la descrizione dell'applicazione di tale approccio metodologico alla valorizzazione delle batterie elettriche di trazione, includendo alcune considerazioni preliminari sulla monetizzazione delle esternalità ambientali, valutate tramite la metodologia del Life Cycle Assessment (LCA).

1. Introduzione

La transizione verso un modello di economia circolare presuppone il contestuale utilizzo di differenti strumenti e approcci capaci di modificare il paradigma lineare di produzione e consumo. Dunque il cambio di paradigma va perseguito sia a livello di prodotto/processo e organizzazione che a livelli di complessità superiore delle filiere e delle catene del valore, fino ad interessare in maniera sistemica tutti i contesti di produzione e consumo e le connessioni stabilite tra loro dal sistema economico che li regola.

Il Laboratorio di Valorizzazione delle Risorse nei Sistemi Produttivi e Territoriali (RISE) di ENEA si occupa di sviluppare metodologie e applicarle in contesti reali a tutti i livelli suddetti, al fine di migliorare l'efficienza nella gestione delle risorse e favorire la chiusura dei cicli delle materie prime, avendo cura di applicare sempre un approccio di ciclo di vita. Questo si concretizza nel corredare gli strumenti utilizzati di opportune analisi LCA volte a dimostrare la bontà ambientale della chiusura dei cicli e indirizzare le modifiche da applicare ai sistemi lineari di produzione e consumo in un'ottica di minimizzazione degli impatti ambientali. Tra gli strumenti utilizzati da RISE, quelli volti all'applicazione

dei concetti di *urban mining*, necessitano di essere affinati da valutazioni tipiche della metodologia del Life Cycle Assessment.

La valutazione del potenziale sfruttamento di stock di risorse valorizzabili come materie prime seconde è stata, infatti, recentemente applicata a diversi contesti e settori, tra cui quello minerario (con il progetto di Internazionalizzazione Inco-Piles finanziato nel 2018 dalla EIT Kic Raw Materials e attualmente con il progetto di Matchmaking & Networking Inco-Piles 2020, sempre della Kic Raw Material) e quello della mobilità elettrica (nel contesto del Programma di Ricerca di Sistema Elettrico relativo al triennio scorso, a cui il Laboratorio RISE ha attivamente contribuito). In questo articolo, dopo aver dato una breve descrizione della metodologia applicata in tutti e tre i progetti, utilizzando come riferimento l'applicazione della stessa nel contesto della mobilità elettrica, si focalizzerà l'attenzione sugli aspetti di Life Cycle Thinking considerati e sul processo di monetizzazione delle esternalità ambientali che sono state incluse nella valutazione della fattibilità economica del sistema analizzato, in un'ottica di ciclo di vita.

2. Fattibilità di un sistema di riciclaggio delle batterie elettriche per il settore mobilità

a. L'approccio metodologico per la quantificazione dei flussi di materiali recuperabili nell'analisi di scenario di medio-lungo periodo

Nell'ambito del Programma di Ricerca di Sistema Elettrico, nel 2018 il Laboratorio RISE di ENEA ha fornito, tra gli altri, un contributo volto alla valutazione della fattibilità di un sistema di riciclaggio delle batterie elettriche di trazione una volta giunte a fine vita prodotto. Lo studio, svolto in collaborazione con il CINIGeo - Consorzio Interuniversitario Nazionale per l'Ingegneria delle Georisorse - ha previsto una valutazione quantitativa delle materie prime delle batterie di trazione, di particolare interesse sia per la presenza di materie prime critiche (CMR) che di materiali con filiere complesse, per permettere un'analisi previsionale dei flussi di materiale futuri.

L'analisi previsionale è stata realizzata definendo tre scenari di penetrazione delle auto elettriche in Italia interpolando linearmente i dati proposti dall'ENEL e dalla European House – Ambrosetti nel loro (ENEL, The European House – Ambrosetti, 2017). Nello studio, il Laboratorio RISE ed il CINIGeo hanno considerato l'intero ciclo di vita delle batterie, prevedendo la possibilità di un secondo utilizzo delle batterie in sistemi di accumulo prima che i materiali entrino negli impianti di riciclaggio (*second life*). L'analisi dell'intera catena del valore delle batterie di trazione ha seguito un'ottica di economia circolare e uso efficiente delle risorse, ponendosi come elemento di supporto alle decisioni per la valutazione dell'opportunità della creazione di una filiera di trattamento delle batterie elettriche di trazione veicolare in Italia, considerato il loro elevato valore residuo a fine vita che le rende un potenziale giacimento di materie prime seconde.

Lo studio ha avuto come obiettivo principale la quantificazione dei flussi (dal 2019 al 2038) di alcune delle materie prime contenute nelle batterie elettriche di

trazione (Litio, Manganese, Cobalto, Nichel, Grafite) potenzialmente recuperabili annualmente tramite i processi di riciclaggio ipotizzati. In questo articolo ci si focalizzerà sulle valutazioni di fattibilità economica dello studio, in cui sono stati considerati anche i costi legati ad alcune esternalità ambientali espresse in termini monetari, come descritto con maggiore dettaglio in seguito. Quanto ai flussi di materie prime seconde sui cui si sono basate le valutazioni di carattere economico-ambientale, questi sono stati calcolati prendendo come riferimento tre differenti scenari di penetrazione della mobilità elettrica (un worst case scenario definito identificato come *inerziale*, un best case scenario identificato come *accelerato* ed uno *scenario medio*, intermedio tra i due) ottenuti tramite interpolazione dei dati di penetrazione al 2030 della mobilità elettrica nel parco auto italiano, proposti dallo studio e-Mobility Revolution della European House – Ambrosetti. A tali dati di immatricolazione calcolati con cadenza annuale dal 2010 al 2030 sono stati combinati anche dati specifici riguardanti la tipologia di batteria attualmente utilizzata (NMO, Nichel-Ossido di Manganese) dal veicolo di riferimento dell'analisi (Nissan LEAF), oltre alla tecnologia che verrà implementata nell'immediato futuro (batteria NMC 622, dall'anno 2019) e quella a cui si è ipotizzato che la Nissan possa ricorrere per le auto prodotte nel quinquennio 2025-2030 (NMC 811). Per un dettaglio delle ipotesi alla base della scelta della Nissan Leaf come veicolo di riferimento per la modellizzazione del parco auto italiano, delle tecnologie di riferimento attuali e future per le batterie di trazione e dei materiali in esse contenuti per unità di batteria, si rimanda a (Cutaia et al., 2018, Proceedings of 28th SETAC Europe Annual Meeting). Per maggiori dettagli sulle ipotesi alla base dell'analisi dei flussi (scenari di penetrazione della mobilità elettrica, tecnologie di riciclo, parametri di efficienza di raccolta e di riciclaggio, durata della vita utile e della "second life", andamento di domanda e offerta a livello globale dei materiali considerati nell'analisi) e sui risultati ottenuti in termini di potenziali materie prime recuperabili nell'arco temporale dello scenario di analisi considerato (2019-2038) si rimanda a (Cutaia et al., 2018, Report RdS/PAR2017).

Si riportano, invece, di seguito le ipotesi, l'approccio metodologico seguito ed i risultati sulla valutazione economica preliminare della fattibilità di una filiera italiana del riciclaggio delle batterie elettriche per auto-trazione che costituiscono i dati che sono completati della monetizzazione delle esternalità considerate per una più ampia valutazione economico-ambientale del sistema oggetto di analisi.

b. L'analisi di fattibilità economica

La valutazione di massima della fattibilità economica della filiera del riciclaggio ipotizzata per le batterie elettriche di trazione esauste tiene conto dei quantitativi totali di materie prime seconde ottenuti secondo i due soli scenari inerziale ed accelerato nell'arco temporale considerato dallo studio. Per lo scenario definito come medio non sono state dunque effettuate considerazioni di carattere economico. I quantitativi totali di Litio, Manganese Nichel, Cobalto e Grafite recuperati per i due scenari sono stati rispettivamente moltiplicati per un valore massimo ed uno minimo di mercato delle materie prime seconde (Tabella 1), entrambi desunti dal già citato (Cutaia et al., Report RdS/PAR2017, 2018).

Questo ha dunque permesso di calcolare un valore minimo ed uno massimo dei ricavi ottenibili dal sistema di riciclaggio ipotizzato nello studio. Parallelamente sia per lo scenario inerziale che accelerato sono stati calcolati i costi minimi e massimi legati al trattamento delle batterie ipotizzando un costo di trattamento per tonnellata di batterie trattate. Va detto che i costi sono stati calcolati senza tenere conto dei costi di ammortamento degli impianti e che sia costi che ricavi non sono stati attualizzati tramite un tasso di sconto. Si tratta dunque di una valutazione preliminare che necessita certamente di essere affinata, ma che può dare una visione di massima della fattibilità economica del sistema ipotizzato nello studio.

Tabella 1: valori minimi e massimi di mercato delle materie prime seconde

Prezzo \$/t	Min	Max
Manganese	1.000	3.000
Litio	12.000	14.000
Cobalto	60.000	90.000
Nichel	13.000	20.000
Grafite	4.500	7.000

Per quanto concerne invece i costi di trattamento delle batterie esauste questi sono stati considerati compresi tra un valore minimo di 1.000 dollari per tonnellata di batterie trattate ed un valore massimo di 2.000 dollari per tonnellata. Il costo per tonnellata è stato calcolato per unità di batteria considerando tramite un fattore pari a 3,33 dato il peso delle batterie per le tecnologie prese a riferimento nel modello pari a 300 kg sia nel caso della tecnologia LMO che in quella NMC 622 (Nissan, 2018). Non avendo dati a disposizione sul peso della batteria con tecnologia NMC 811, questo è stato ipotizzato essere pari a 300 kg come per le altre due batterie ad oggi montate sulla Nissan Leaf. In Tabella 2 sono riportati il valore minimo e massimo dei ricavi per lo scenario inerziale e per quello accelerato.

Tabella 2: Ricavi minimi e massimi per lo scenario inerziale e per quello accelerato

Ricavi scenario inerziale		Ricavi scenario accelerato	
Min	Max	Min	Max
1.200 M\$	2.000 M\$	19.000 M\$	30.000 M\$

Al fine di dare una prima stima della fattibilità economica del sistema di riciclaggio indagato, sono stati definiti anche i costi di gestione relativi allo smaltimento delle batterie. Considerando i bassi volumi da trattare, lo scenario inerziale non permetterebbe di fare economie di scala e dunque si ritiene più probabile che i costi tendano verso il valore massimo di 1,2 miliardi. Riferendoci invece allo scenario accelerato, i costi di trattamento andrebbero da un massimo di 25 ad un minimo di 12,5 miliardi di dollari, valore quest'ultimo che appare peraltro più probabile in virtù delle economie di scala attivabili dai volumi in gioco nello scenario accelerato.

c. Inclusione delle esternalità ambientali nell'analisi economica del sistema

Per la determinazione dei flussi e dei relativi impatti ambientali connessi all'estrazione di litio, manganese, cobalto, nichel e grafite oggetto di analisi si è coerentemente fatto ricorso alla stessa banca dati utilizzata per la quantificazione dei flussi delle batterie elettriche di trazione, Ecoinvent 3.4, oltre che dello specifico processo di estrazione, dei processi di raffinazione, dei trasporti, delle infrastrutture e macchinari necessari e del trattamento a fine vita degli scarti di tutti i processi suddetti. Di tutte queste fasi sono stati considerati tutti i flussi di input ed output comprese le emissioni in aria, acqua e suolo e la generazione di rifiuti. Tali flussi sono poi stati trasformati in impatti e di tutti gli impatti calcolati si fa esplicito riferimento al potenziale di riscaldamento globale (Global Warming Potential, GWP, che rappresenta la quantità di CO₂ equivalente emessa per unità di prodotto) e all'impatto sulla riduzione delle risorse (Resource Depletion, ADP, espressa in chilogrammi di antimonio equivalente e capace di quantificare il consumo di risorse abiotiche legato all'estrazione dei materiali coinvolti nel processo produttivo). Tali impatti sono poi stati espressi in termini monetari attraverso l'applicazione degli approcci di seguito descritti.

Nello studio entrambi gli indicatori sono stati monetizzati sfruttando nel caso del Global Warming Potential la valutazione del mercato delle quote di emissione di CO₂ prodotta dell'emission trading scheme (ETS), facendo riferimento all'anno 2018, mentre il valore economico del danno generato dalla riduzione della disponibilità di risorse è stato quantificato tramite la valutazione con il metodo di impatto RECIPE, di cui si darà breve descrizione in seguito. Di seguito sono riportati i valori di GPW per chilogrammo di materiale considerato nello studio che

permetteranno di calcolare i costi esterni ad essi associati. Il metodo utilizzato in questa valutazione è stato l'IPCC 2007 GWP 100 anni, sviluppato dall'IPCC. In tabella e nel grafico sono riportate le emissioni espresse in CO₂ eq. per chilo di materiale.

Tabella 3: Valori di impatto per il GWP

Materiale	kg CO ₂ eq.
Manganese	3,52E+00
Litio	5,11E+01
Cobalto	1,03E+01
Nichel	1,12E+01
Grafite	7,52E-02

Per stimare il valore monetario dell'esternalità riguardante le emissioni dei gas climalteranti espresse in termini di CO₂ equivalente è stato utilizzato il prezzo medio annuo della quota di emissione di CO₂ valevole nell'ambito dell'EU ETS per compensare 1 ton/CO₂ equivalente (GSE, 2017). In questo studio si è scelto di utilizzare il più prezzo medio più recente a disposizione (15,88 € del 2018, fonte Sendeco2, 2019) e convertirlo in dollari secondo il tasso di cambio medio euro/dollaro del 2018 (<https://www.money.it/Cambio-Euro-Dollaro-Storico-dal-1999-al-2019>) pari a 1,14 dollari per euro.

Per quanto concerne invece la valutazione della riduzione delle risorse abiotiche è stato utilizzato il metodo ReCiPe 2016 Endpoint (E) V1.02, per dare una valutazione economica di massima di tale impatto. Utilizzando dunque i due metodi sopracitati sono stati quantificate in termini monetari:

i) le esternalità che si avrebbero nel caso in cui si dovessero produrre da materie prime tutti i quantitativi di litio, manganese, cobalto, nichel e grafite necessari per la produzione delle batterie da immettere sul mercato italiano secondo quanto previsto dallo scenario accelerato;

ii) e le esternalità legate alla produzione dei materiali vergini necessari nello scenario di recupero delle batterie ipotizzato.

Prevedendo il recupero dei materiali dalle batterie esauste, come precedente descritto, lo scenario ipotizzato di una industria del recupero prevede dunque un abbattimento delle esternalità legato alla mancata produzione come materie prime vergini di parte dei materiali necessari a produrre le batterie elettriche di trazione.

Tabella 4: monetizzazione delle esternalità legate al consumo delle risorse espresse in dollari

Impatto del consumo delle risorse	Scenario materie prime vergini (\$)	Scenario riciclaggio batterie (\$)	Esternalità evitate (\$)
Manganese	44.818.000	22.107.000	22.711.000
Litio	883.965.000	464.489.000	419.475.000
Cobalto	473.322.000	236.849.000	236.473.000
Nichel	1.750.168.000	922.681.000	827.487.000
Grafite	257.870	25.790	232.080
TOTALE	3.152.531.000	1.646.152.000	1.506.378.000

Tabella 5: monetizzazione delle esternalità legate alle emissioni di gas serra espresse in dollari

Impatto emissioni di gas serra	Scenario materie prime vergini (\$)	Scenario riciclaggio batterie (\$)	Esternalità evitate (\$)
Manganese	208.605.000	109.614.000	98.991.000
Litio	13.650.000	6.733.000	6.917.000
Cobalto	38.836.000	19.433.000	19.403.000
Nichel	294.906.000	155.473.000	139.433.000
Grafite	64.380	6.440	57.940
TOTALE	556.061.000	291.259.000	264.802.000

Le esternalità totali imputabili allo scenario di riciclaggio ipotizzato nello studio per lo scenario accelerato ammontano a poco meno di 2 miliardi dollari (circa 8% dei costi totali) che seppur aggiunti ai costi massimi calcolati nel precedente paragrafo per tale scenario, non rendono insostenibile l'investimento data l'elevata quota di ricavi generata. In totale, il sistema di riciclaggio eviterebbe la

generazione di esternalità pari a poco meno di 1 miliardo e 800 milioni dati dalla somma delle esternalità ottenute dalla monetizzazione degli impatti prodotti dal consumo delle risorse e da quello imputabile alle emissioni di gas serra. È importante sottolineare che il computo delle esternalità per essere esaustivo dovrebbe comprendere anche la monetizzazione dei danni arrecati dal sistema oggetto di analisi alla salute umana e agli ecosistemi. Tuttavia al momento non esistono metodologie solide e universalmente accettate dalla comunità scientifica per la monetizzazione tutti gli impatti generati da un prodotto o processo.

3. Conclusioni

L'analisi, oltre ad aver evidenziato come siano raggiungibili i volumi necessari per la fattibilità tecnica di un sistema di riciclaggio, ha dato evidenza di come esistano i presupposti per la fattibilità economica dello stesso. Gli andamenti tendenziali dei costi delle materie prime (soprattutto per il Cobalto) sembrano tendere negli anni ai valori massimi, dando una concreta possibilità allo scenario che configura i livelli massimi di ricavo, di essere quello su cui ci si assesterà nel medio termine. Difficile prevedere cosa succederà dopo il 2040 (lo studio si ferma infatti all'analisi dei flussi in uscita al 2038) dato che la tecnologia di produzione delle batterie dovrebbe superare il ricorso agli ioni di litio anche nella sua versione più innovativa (NMC 811), con un più bassa percentuale di Cobalto. In ogni caso fino a quell'anno i materiali in arrivo a trattamento garantirebbero la profittabilità di un sistema di riciclaggio, che una volta a regime potrebbe meglio assorbire anche la necessità di modifiche tecniche (per il trattamento di innovativi sistemi di accumulo) e un conseguente diverso meccanismo di remunerazione.

Non va infine dimenticato che lo scenario zero con cui confrontare tutti gli scenari finora discussi, non può essere considerato quello di non gestione delle batterie a fine vita. Se finora, dati i bassi volumi in gioco e una normativa carente, il problema del trattamento delle batterie a fine vita è stato considerato differibile o delegabile a paesi terzi interessati al recupero dei materiali in esse contenuti (la Cina, principalmente), in breve tempo la gestione delle batterie esauste rappresenterà un problema e contestualmente un'opportunità. Il problema sarà costituito quanto meno dalla necessità per il nostro paese di dotarsi di un sistema di raccolta, con tutte le difficoltà tecniche connesse ed i costi di gestione ad esso legati. L'opportunità sarà, invece, rappresentata dalla possibilità di creare in Italia un sistema di raccolta e riciclo delle batterie a fine vita, tramite cui provvedere al recupero delle materie prime seconde con volumi in linea con quanto contabilizzato da questo studio. Tali volumi permetterebbero la creazione di una filiera di produzione di materie prime seconde non altrimenti producibili nel nostro paese, con conseguente creazione di posti di lavoro ad essa dedicati. Esportare le batterie e delegare il trattamento e riciclo delle stesse a paesi terzi causerebbe un'importante perdita di valore su cui il nostro paese investirà, anche con sistemi incentivanti di iniziativa pubblica, al fine di aumentare lo stock di mezzi elettrici circolanti nei prossimi anni. Tale stock può costituire un considerevole giacimento di materie prime seconde, in grado, sul lungo termine, di supportare l'alimentazione di filiere di fabbricazione di prodotti ad alto valore aggiunto, come le batterie da materiali riciclati o garantire flussi di materiali ad altri settori

strategici per il nostro paese e l'Europa (ceramica e vetro: litio; metallurgico: manganese, cobalto, nichel). In tal senso il set di informazioni generato da questo studio può essere dunque considerato un utile elemento di supporto nella definizione di una strategia nazionale per lo sfruttamento dell'elevato valore residuo delle batterie di trazione a fine vita, in un'ottica di implementazione dell'economia circolare e dell'uso efficiente delle risorse.

4. Bibliografia

Cutaia L., et al., 2018. Valutazione dei materiali critici negli scenari di elettrificazione della mobilità urbana. Report RdS/PAR2017.

Cutaia L., et al., 2018. Raw materials requirements scenarios for the electric mobility penetration in the Italian urban vehicle fleet: a life cycle thinking approach for the evaluation of the primary material needed. Proceedings of 28th SETAC Europe Annual Meeting, 13-17 Maggio 2018, Roma, Italia.

Ecoinvent database 3.4, 2018

ENEL, The European House – Ambrosetti, 2017. E-MOBILITY REVOLUTION. Gli impatti sulle filiere industriali e sul sistema-Paese: quale Agenda per l'Italia, https://www.ambrosetti.eu/wp-content/uploads/ENEL_e-Mobility-Revolution_Ricerca-2017_ITA.pdf

GSE, 2017. RAPPORTO SULLE ASTE DI QUOTE EUROPEE DI EMISSIONE 2017, https://www.gse.it/documenti_site/Documenti%20GSE/Rapporti%20ASTE%20C02/RAPPORTO_GSE_ASTE_II_TRIM_2017.PDF

National Institute for Public Health and the Environment, 2016. ReCiPe 2016 v1.1. A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level.

Nissan, 2018. Viewed in November 2018, <https://www.nissan.it/veicoli/veicoli-nuovi/leaf.html>

Sendeco2, 2019. Viewed in December 2019, <https://www.sendeco2.com/it/prezzi-co2>

SESSIONE II - poster

Approcci LCA per la verifica di Tecnologie Reversibili per il riuso, la rigenerazione e il riciclo

Tecla Caroli, Monica Lavagna, Andrea Campioli

Politecnico di Milano, Department of Architecture, Built environment and Construction engineering - ABC

Email: tecla.caroli@polimi.it

Abstract

L'applicazione di strategie circolari nel settore edilizio necessita di una maggiore integrazione con l'analisi del ciclo di vita (Life Cycle Assessment – LCA) al fine di una verifica dell'effettiva sostenibilità ambientale. In letteratura esistono pochi studi LCA che analizzano gli impatti ambientali di prodotti recuperati (riutilizzati, rigenerati o riciclati) nel settore e molte sono le lacune riguardanti la valutazione degli impatti relativi alla fase di cantiere, in particolare al disassemblaggio dei componenti a fine vita dell'edificio. Il presente contributo ha lo scopo di indagare come l'approccio LCA venga integrato all'interno di processi edilizi di sperimentazione di tecnologie reversibili per favorire strategie circolari, e in che modo potrebbe essere ulteriormente implementato.

1. Gestione dei rifiuti nel settore edilizio

Gli edifici sono responsabili del 40% del materiale prodotto e consumato a livello globale e contribuiscono del 20-35% su molte categorie di impatto ambientale, come il riscaldamento globale e la formazione di smog (Commissione Europea, 2006). La letteratura è ricca di valutazioni degli impatti ambientali relativi al settore edilizio in cui si evidenzia il ruolo dei materiali. Un recente studio danese (Malabi et al. 2019) ha rilevato che i materiali da costruzione di un edificio per uffici, valutati in un periodo di riferimento di 80 anni, sono responsabili del 72% delle emissioni totali di gas serra e del 50% del consumo totale di energia primaria. Inoltre, la diffusione del metodo di valutazione del ciclo di vita dell'edificio (LCA) sottolinea che l'attenzione ai soli impatti associati al consumo di energia in fase d'uso degli edifici non identifica tutte le richieste sulle risorse globali e che sono necessarie ulteriori iniziative per raggiungere l'assoluta sostenibilità nel settore edilizio (Brejnrod et al. 2017). Per tale motivo, risulta necessario regolare e ottimizzare le prestazioni ambientali dei nuovi edifici concentrandosi non solo sul consumo di energia in fase d'uso ma anche sugli impatti ambientali relativi all'intero ciclo di vita dell'edificio (Birgisdottir et al. 2017; Dixit et al. 2012).

Inoltre, esiste un crescente interesse politico e industriale di passare da modelli di business lineari (estrarre, fabbricare, usare e smaltire) a modelli circolari (ridurre, riutilizzare e riciclare), per ridurre gli impatti ambientali e soddisfare le esigenze future (sustainable development), sfruttando al contempo il valore del

materiale residuo e garantendo comunque la crescita economica (Ellen MacArthur Foundation, 2015; Commissione europea, 2016).

Negli ultimi anni, nel settore delle costruzioni sono emerse diverse iniziative di promozione dell'economia circolare (Circular Economy CE), in particolare nelle politiche, come ad esempio l'adozione di un piano d'azione CE nel settore industriale da parte della Commissione Europea nel 2015, che stabilisce un programma ambizioso e una serie di proposte legislative sui rifiuti. Se in alcuni ambiti, come quello alimentare o quello dell'automazione, le proposte sono state adottate con successo, i progressi nel settore delle costruzioni sono stati lenti a causa delle peculiarità e complessità del settore edilizio rispetto ad altri settori industriali (beni durevoli, unicità dell'opera e del processo, temporaneità di aggregazione degli operatori che realizzano l'opera, ecc.). Per tale motivo risulta necessaria un'implementazione delle attuali sperimentazioni.

Analizzando le ricerche e le pratiche correnti e facendo riferimento a quanto afferma la Commissione Europea (2016), ossia che la fase di progettazione in cui si affronta la scelta dei materiali e delle tecnologie costruttive da applicare è una fase cruciale per ridurre gli impatti ambientali ed economici, lo studio pone l'attenzione sulla progettazione di tecnologie reversibili che permettono il disassemblaggio (Design for Disassembly DfD) per poter attivare strategie circolari a fine vita utile degli edifici o delle sue parti d'opera.

2. Tecnologie Reversibili, strategie circolari e Design for Disassembly

Le Tecnologie Reversibili sono gli strumenti tecnici e gestionali che consentono a un sistema costruttivo (componenti) di ritornare al proprio stato originario. Tali tecnologie sono il punto di partenza per poter applicare strategie circolari su componenti che hanno acquisito un certo grado di obsolescenza funzionale, ma che possono ancora essere riutilizzati o rigenerati, oppure su materiali che si sono degradati fisicamente, ma che possono essere riciclati.

Considerando il sistema edificio costituito da diversi elementi tecnologici, per poter capire i tempi di rinnovo di questi componenti, si può fare riferimento allo schema elaborato da Steward Brand (1994). In "Layers of Change", Brand individua 6 livelli che identificano un componente tecnologico-costruttivo dell'edificio e una specifica durata di vita utile (legata a obsolescenza funzionale o degrado fisico): Site (luogo di collocazione fisica): eterno; Structure (elementi portanti): da 30 a 300 anni; Skin/Shell (involucro edilizio, facciate): 20 anni; Service (sistemi HVAC e altri impianti, come gli ascensori): da 7 a 15 anni; Space (divisori dello spazio, partizioni interne): 3-30 anni; Stuff (mobili, elettrodomestici, arredi): da un giorno a un mese. Si evidenzia dunque che ci sono molte parti d'opera a ciclo medio-breve per le quali sarebbe importante adottare tecnologie reversibili e strategie circolari.

I componenti progettati e programmati con tecnologie reversibili possono essere recuperati attraverso diverse strategie circolari. Il presente studio si focalizza solo su tre di esse: riuso, rigenerazione e riciclaggio.

Se il componente viene assemblato a secco, il disassemblaggio non è sempre reversibile e, a volte lo stato del componente, una volta disassemblato, non consente il riutilizzo o la rigenerazione che, rispetto al riciclaggio, hanno minori impatti ambientali ed economici (Singh et al. 2016). È importante infatti conoscere in che modo un prodotto sia stato progettato per essere disassemblato per capire in fase di smontaggio in che modo esso possa essere mantenuto il più possibile integro. Ad esempio, per rigenerare un prodotto che ha raggiunto la fine della propria vita utile è necessario uno smontaggio reversibile dell'intero componente. Per manutenzione e riparazione parziale, viene effettuato uno smontaggio selettivo di un sistema composto da più componenti, perché solo alcuni elementi/strati richiedono manutenzione. In generale, lo smontaggio non distruttivo (anche definito decostruzione selettiva) permette di riutilizzare e rigenerare i componenti, mentre lo smontaggio distruttivo (demolizione), essendo un'operazione irreversibile, consente solo il riciclo.

A differenza dell'azione di assemblaggio che si verifica durante la fase di costruzione, l'operazione di smontaggio viene eseguita dopo una fase di utilizzo che potrebbe compromettere le performance del componente (Ilgin et al. 2011).

Per permettere il riuso di componenti a fine vita utile sarebbe necessaria una ricertificazione prestazionale degli stessi e, per garantirne il riuso, è necessario che essi siano stati progettati e costruiti con tecnologie che determinino un'alta durabilità e altre performance specifiche (es. meccaniche e termiche) che dipendono dal tipo di componente.

Una delle strategie grazie alle quali è possibile attivare modelli di economia circolare è la progettazione per il disassemblaggio o decostruzione (Design for Disassembly - DfD), che si basa sui seguenti principi (Guy et al. 2007):

- Reversibilità di componenti di un intero edificio;
- Facilità di rimozione di parti di edifici o componenti, nel rispetto della salute e della sicurezza degli operatori, e controllo del danno indotto da attività di decostruzione;
- Riduzione dei costi di decostruzione, incluso il costo di strumenti di decostruzione come macchine da taglio, attrezzature equipaggiamenti e operatori;
- Riduzione dei rifiuti di decostruzione e controllo della contaminazione da materiali tossici;
- Flessibilità funzionale dei componenti all'interno delle strutture;
- Elevato livello di durabilità di materiali e componenti;
- Facile trasportabilità e riprogettazione (collegamento nel futuro) dei componenti.

I potenziali benefici dell'applicazione di strategie circolari dipendono dal fatto che è possibile rimuovere i componenti obsoleti da un edificio o decostruire l'edificio a fine vita e quindi riparare, riutilizzare o rigenerare i componenti o riciclare i materiali. Per le risorse esistenti, il DfD svolge un ruolo chiave nel processo di recupero, in cui la sequenza di programmazione del disassemblaggio, nonché i

metodi di smontaggio per il recupero dei componenti, devono essere eseguiti in modo efficiente.

Trovare una sequenza di disassemblaggio ottimale per recuperare componenti di un edificio è difficile e complesso a causa di molteplici fattori, quali: vincoli fisici, ambientali ed economici; un elevato numero di possibili metodi di smontaggio anche per semplici assemblaggi; e vari metodi di recupero.

Nonostante vi siano diverse indicazioni per l'applicazione del Design for Disassembly nel settore edilizio, sono presenti ancora degli aspetti irrisolti come la questione ambientale ed economica, su cui vale la pena approfondire.

3. Studi LCA

Il Life Cycle Assessment è sempre stato uno strumento per quantificare gli impatti ambientali e uso di risorse e assume un ruolo rilevante nella valutazione dell'efficienza ambientale della conservazione e prolungamento della vita dei materiali, in quanto consente di definire le strategie circolari più adatte per ridurre gli impatti ambientali (Cai et al. 2019).

La Literature Review riportata nel paragrafo seguente mira a scoprire in che modo siano stati strutturati gli studi LCA relativi alla valutazione ambientale di componenti edilizi recuperati attraverso strategie circolari e, analizzando i risultati ottenuti, quali siano state le barriere riscontrate e le future implementazioni che dovrebbero essere sviluppate.

La ricerca ha seguito le seguenti fasi: definizione della domanda di ricerca, selezione delle banche dati bibliografiche, selezione delle parole chiave, applicazione dei criteri di screening, conduzione della revisione, selezione e analisi dei documenti. L'indagine è stata in continuazione ridefinita con l'applicazione di filtri e utilizzo di sinonimi per quanto riguarda le parole chiave, per poter verificare i risultati e ottenere una raccolta completa dei documenti.

Durante la fase di analisi degli studi LCA selezionati, si è dedotto che non vi sia ancora una metodologia comune per la valutazione degli impatti ambientali di componenti recuperati, in quanto negli attuali studi vengono non solo adottate diverse assunzioni ma anche scelte differenti banche dati. Gli studi seguenti (Tabella 1), che mettono a confronto gli impatti ambientali di componenti edilizi recuperati rispetto a componenti di nuova produzione, sono stati sistematizzati seguendo sei categorie: autori, per indicare la fonte dello studio LCA analizzato; S-layer, per distinguere quale sia il sistema edilizio in esame, tenendo conto la classificazione dell'edificio in layer di Brand (1994); strategia circolare, per definire quale operazione tra il riuso, il riciclo e la rigenerazione sia stata applicata per il recupero dei componenti; unità funzionale e confini di sistema, per specificare le assunzioni adottate per lo studio LCA; risultati, per avere una mappatura sintetica degli esiti degli studi analizzati.

Tabella 1: literature review: raccolta dati e analisi. Classificazine degli studi LCA raccolti per autore, sistema edilizio (S-layer), strategia circolare, unità funzionale, confini di sisemi e risultati

Autori	S-layer	Strategia circolare	Unità funzionale	Confini di sistema	Risultati
Assefa et al. 2017	Structure Skin Space	Riuso Riciclo	Intero edificio	Fasi di produzione e costruzione (A1-A5)	Riduzione dal 20% al 37% degli impatti di componenti disassemblati per essere riutilizzati rispetto a quelli riciclati
Eberhardt et al. 2018	Structure Skin Space	Riuso	1 m ² di superficie di edificio	Fasi di produzione, uso, fine vita e benefici (A1-A3, B4, B6, C3, C4, D)	Riduzione degli impatti del 21% rispetto ad un edificio nuovo
Krystofik et al. 2018	Stuff	Rigenerazione adattiva rigenerazione	Una postazione di lavoro	Fase di produzione (A1-A3)	Riduzione del consumo di energia del 18% rispetto a componenti nuovi

Autori	S-layer	Strategia circolare	Unità funzionale	Confini di sistema	Risultati
Rasmussen et al. 2019	Structure Skin Space	Riuso Riciclo	1 m ² di superficie di edificio	Fasi di produzione, uso, fine vita e benefici (A1-A3, B4, C3, C4, D)	Aumento del 53% della GWP prodotta da soluzioni DfD rispetto alle soluzioni upcycled

In particolare, la valutazione LCA effettuata da Assefa et al. (2017) ha lo scopo di confrontare gli impatti relativi a due scenari di fine vita dell'edificio, che permettono il riuso, nel caso di decostruzione selettiva, o il riciclo, nel caso di demolizione. La banca dati utilizzata è Athena Ecocalculator, in cui però non sono presenti i valori di impatto ambientale relativi ai diversi metodi di assemblaggio (numero totale di tipologie di connessione: 160) utilizzati all'interno del progetto. Inoltre alcuni di essi sono stati esclusi dalla valutazione, perché non sono stati reperiti dati utili (es. disassemblaggio solai e pilastri), in altri casi sono stati assunti valori relativi a metodi di assemblaggio simili rispetto a quelli di progetto.

In generale però, l'utilizzo di tecniche reversibili che permettono il riuso permette una riduzione degli impatti che varia dal 37% (Eutrofizzazione) al 20% (Acidificazione) e una riduzione del 34% per quanto riguarda le emissioni di CO₂eq (GWP). Inoltre valutando gli impatti relativi ai componenti riciclati, le partizioni interne orizzontali (solai interpiano) sono gli elementi costruttivi che impattano di più, mentre le chiusure orizzontali (copertura) sono quelle che impattano di meno.

Eberhart et al. (2018) riportano l'analisi degli impatti ambientali relativi ad un edificio adibito ad uffici di 9 piani con una vita utile di 80 anni, confrontando gli impatti generati dal riciclo di componenti di una struttura prefabbricata in calcestruzzo rispetto al riuso di componenti DfD (legno, vetro, cartongesso, gesso fibra, acciaio, ecc.) che possono affrontare due cicli di vita.

La valutazione si sviluppa su tre scenari differenti: componenti nuovi assemblati a umido; componenti disassemblabili riutilizzabili; mix di componenti assemblati a umido (strutture e fondazioni) e a secco (partizioni verticali e orizzontali e finiture).

Analizzando i risultati ottenuti, la ricerca riporta una riduzione degli impatti ambientali pari al 21% utilizzando componenti totalmente assemblati a secco.

Inoltre valutando gli impatti relativi ai singoli elementi costruttivi. I componenti che impattano di più sono, come nel caso precedente, le partizioni interne orizzontali (solai) e le partizioni interne verticali (pareti divisorie). Finestre, porte, tetto, fondazioni, schermature, scale, colonne e travi incidono meno sugli impatti, poiché hanno un'incidenza minore rispetto alla massa totale dell'edificio.

Lo studio non tiene conto degli impatti relativi alla fase di costruzione (A4-A5) in quanto dichiara di non avere dati attendibili.

Quella sviluppata da Krystofik et al. (2018) invece è un'analisi LCA che riguarda gli arredi che compongono una postazione di lavoro per una persona, con un periodo di vita utile di 10 anni. Gli impatti comparati riguardano componenti nuovi, rigenerati o rigenerati in maniera adattiva, ove il prodotto che viene recuperato non è identico ma simile a quello iniziale.

Lo studio tiene conto solo del consumo di energia ed oltre a definire la quota relativa alla riduzione (-18%) degli impatti utilizzando componenti rigenerati rispetto a quelli di nuova produzione, valuta l'andamento degli impatti energetici, considerando altri due cicli di rigenerazione dei componenti. La riduzione massima ottenuta è del 22%, in quanto la fase di estrazione e produzione continua ad avere un valore sempre molto alto rispetto a quelle di recupero.

Per il calcolo degli impatti relativi ai componenti rigenerati sono stati assunti i dati relativi a materiali con percentuali diverse di riuso.

Lo studio affrontato da Rasmussen et al. (2019) ha lo scopo di confrontare gli impatti ambientali relativi ad un edificio residenziale costruito con materiali riciclati (definiti nell'articolo upcycled) rispetto ad un edificio costruito con principi DfD.

È necessario premettere che gli studi LCA che riguardano la progettazione di edifici upcycled e di edifici disassemblabili utilizzano delle allocazioni differenti e indipendenti in base all'oggetto in esame. In letteratura vi è una mancanza di dati ambientali relativi all'integrazione di approcci upcycled con quelli DfD.

In questo caso la banca dati utilizzata è Ökobaudat in cui però sono presenti lacune nei dati relativi ai materiali riciclati, ovvero gli impatti relativi ai processi tra lo stato di fine vita del sistema precedente fino alla produzione e/o rifabbricazione del prodotto.

Analizzando i risultati, sebbene il modulo D tenga conto dei benefici ambientali, le quantità sono conteggiate separatamente rispetto agli altri risultati, definendo tali benefici come potenziali anziché reali, perché appartenenti ad un ciclo successivo rispetto a quello preso in esame. Inoltre è necessario specificare che i valori ottenuti fanno riferimento a differenti tipologie di materiali, ad esempio strutture in legno per lo scenario upcycled e strutture in calcestruzzo prefabbricato per il DfD. Di conseguenza la GWP di soluzioni DfD risulta essere più del doppio (+53%) rispetto a quella prodotta da soluzioni upcycled. Occorre sottolineare inoltre le incertezze dei dati per la fase di smontaggio (B4) e fine vita (C3-C4).

Nonostante l'indagine effettuata non possa essere considerata esaustiva a livello quantitativo, in quanto studi LCA su componenti edilizi recuperati sono ancora

poco applicati, guardando i risultati ottenuti dalle valutazioni analizzate è possibile riconoscere delle problematiche comuni che riguardano: la mancanza di valori di impatti ambientali da attribuire alle diverse tipologie di componenti edilizi a cui sono applicate differenti strategie circolari, e la carenza di dati ambientali relativi alla fase di cantiere sia di assemblaggio che di disassemblaggio dei componenti.

4. Conclusioni

La società attuale è tecnologicamente avanzata e complessa e l'architettura ha il compito di rispondere a esigenze sempre nuove. Risulta quindi essenziale imparare a progettare e costruire per assecondare le continue necessità di rinnovamento, decostruendo gli edifici obsoleti e recuperando i loro componenti.

I modelli gestionali del settore edilizio dovrebbero muoversi verso una maggiore difesa delle risorse cercando di attivare meccanismi più restrittivi che limitino l'utilizzo delle risorse primarie, incentivando fenomeni di riuso e rigenerazione con verifica sulla sostenibilità, attraverso l'applicazione del Life Cycle Assessment per la valutazione del beneficio ambientale e non puramente economico, puntando al mantenimento del valore di prodotti, materiali e risorse più a lungo possibile, riducendo al minimo la generazione di rifiuti.

Esistono ancora alcune barriere che riguardano non solo l'aspetto tecnologico ma anche gli strumenti di valutazione dei diversi sistemi costruttivi. Per tale motivo risulta necessario integrare i dati ambientali che riguardano il recupero di differenti tipologie di materiali attraverso strategie circolari singole o integrate (es. riuso o riciclo oppure riuso e rigenerazione) e approfondire gli impatti legati alla fase di cantiere che riguarda il disassemblaggio, per capire in che modo è possibile incrementare gli strumenti di supporto per valutare gli impatti ambientali seguendo la metodologia LCA.

5. Bibliografia

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.

Assefa, G, Ambler C, 2017. To demolish or not demolish. Life Cycle consideration of repurposing buildings. *Sustainable Cities and Society*, 28, 146-153.

Birgisdóttir, H, Madsen, SS, 2017. Buildings embodied energy and environmental impacts. Aalborg: Politeknisk Boghandel OG Forlag ApS.

Brand, S, 1994. *How buildings learn: What happens after they're built*. Penguin, USA.

Brejnsrod, KN, Kalbar, P, Petersen, S, Birkved, M, 2017. The absolute environmental performance of buildings. *Building and Environment*, 119, 87-98.

Cai, G, Waldmann, D, 2019. A material and component bank to facilitate. Material recycling and component reuse for a sustainable construction: concept and preliminary study. *Clean Technologies and Environmental Policy*.

Commissione Europea, 2006. Environmental impact of products (EIPRO) – Analysis of the life cycle environmental impact related to the final consumption of the EU-25. Spain: Joint Research Centre.

Commissione Europea, 2015. Closing the loop - An EU action plan for the Circular Economy. Bruxelles, COM (2015), 614.

Commissione Europea, 2016. EU Construction and Demolition Waste Protocol., viewed 18 Feb 2019, <http://ec.europa.eu/DocsRoom/documents/20509/attachments/1/translations>

Conejos, S, Langston, C, Smith, J, 2015. Enhancing sustainability through designing. For adaptive reuse from the outset: A comparison of adaptSTAR and Adaptive Reuse Potential (ARP) models. *Facilities*, 33, 531-552.

Dixit, MK, Fernández-Solís, JL, Lavy, S, Culp, CH, 2012. Need for an embodied energy measurement protocol for buildings. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16, 3730-3743.

Eberhardt, LCM, Birgisdottir, H, Birkved, M, 2019. Potential of Circular Economy in Sustainable Buildings, proceedings of WMCAUS 2018, IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering 471.

Ellen MacArthur Foundation, 2015. Delivering the Circular Economy: A Toolkit for Policymakers, viewed 15 Dec 2018, https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/publications/EllenMacArthurFoundation_PolicymakerToolkit.pdf

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.

Geissdoerfer, M, Savaget, P, Bocken, NMP, Hultink, EJ, 2017. The circular economy—A new sustainability paradigm? *Journal of Cleaner Production*, 143, 757–768.

Gorgolewski, M, 2017. Resource Salvation: the Architecture of Reuse, Wiley Blackwell, Oxford, 66-74.

Guy, B, Ciarimboli, N, 2007. Design for Disassembly in the Built Environment: a guide to closed-loop design and building. Pennsylvania State University.

Ilgin, MA, Gupta, SM, Nakashima, K, 2011. Coping with disassembly yield uncertainty in remanufacturing using sensor embedded products. *Journal of Remanufacturing*, 1.

ISO 2009. ISO 8887-2:2009 Design for manufacture, assembly, disassembly and end-of-life processing (MADE). Terms and definitions.

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.

Malabi Eberhardt, LC, Birgisdóttir, E, Birkved, M, 2019. Life cycle assessment of a Danish office building designed for disassembly. *Building Research & Information*, 666-680.

Rasmussen, FN, Birkved, M, Birgisdóttir, H, 2019. Upcycling and Design for Disassembly – LCA of building employing circular design strategies. SBE19 Brussels BAMB-CIRCPATH. IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science, 225.

Singh, J, Ordonez, I, 2016. Resource recovery from post-consumer waste: important lessons for the upcoming circular economy. *Journal of Cleaner Production*, 134, 342-353.

Analisi di esperienze applicative LCA di edificio: differenze, complementarità, sinergie

Anna Dalla Valle, Monica Lavagna, Andrea Campioli

Politecnico di Milano, Dipartimento ABC

Email: anna.dalla@polimi.it

Abstract

La metodologia Life Cycle Assessment (LCA) sta assumendo una crescente rilevanza all'interno dei processi decisionali nel settore delle costruzioni. Il paper analizza due esperienze applicative LCA avvenute in contesti differenti – in particolare in ambito professionale e in ambito accademico – e in momenti diversi del processo – in fase preliminare e post-costruzione – al fine di esplorare la prassi corrente e individuare nuovi orizzonti di sviluppo. Oggetto di interesse specifico di questa analisi è la costruzione dell'inventario LCA, dove solo l'attivazione di meccanismi di collaborazione tra enti di ricerca e professionali (inclusi sviluppatori di software) consentirebbe di implementare e consolidare l'LCA nelle diverse fasi del processo decisionale, a supporto di logiche di innovazione ed efficienza ambientale delle proposte progettuali e di competitività delle organizzazioni.

1. Valutazioni LCA nel settore delle costruzioni

A seguito dell'accordo di Parigi sui Cambiamenti climatici, il Life Cycle Assessment (LCA) ha assunto un ruolo sempre più preminente ed in forte espansione sia a livello nazionale sia internazionale (EC-JRC, 2017). In particolare, il settore delle costruzioni, essendo riconosciuto come uno dei settori industriali più critico dal punto di vista degli impatti ambientali generati a scala globale, costituisce altresì l'ambito di intervento più strategico. Oggetti delle valutazioni sono tipicamente i prodotti, i processi e le attività lungo l'intero ciclo di vita (EN 15978:2011; EPD PCR 531:2014), estesi solo recentemente alle organizzazioni stesse, intese come aziende o strutture sovra-aziendali ma anche in senso più ampio come singoli cantieri, siti produttivi, appalti, etc. (ISO 14072:2014; ISO 14064:2018). In entrambi i casi, la quantificazione dei flussi in entrata e in uscita permette di sviluppare un approccio olistico e di definire in maniera sistemica il profilo ambientale di tali oggetti, finalizzato ad usi interni e/o esterni alle organizzazioni e per il supporto decisionale.

In questo contesto, il paper intende focalizzare l'attenzione sulle esperienze applicative maturate nel settore delle costruzioni, approfondendo in particolare la fase LCA considerata più critica: la redazione dell'inventario. Pur nella limitatezza delle specificità dei casi analizzati, emergono differenze di rilievo sia in relazione allo specifico contesto applicativo sia alla fase del processo in cui vengono implementate. A prescindere dai peculiari obiettivi e ambiti delle valutazioni LCA

analizzati, l'individuazione delle divergenze di approccio ma anche dei nessi di complementarità mira a promuovere sinergie tese a favorire un mutuo sviluppo.

2. Analisi di esperienze applicative LCA

Nonostante standard e piani d'azione condivisi per il settore delle costruzioni, l'analisi del ciclo di vita risulta essere ancora oggi applicata in modo disomogeneo e frammentato. La maggior parte degli studi LCA a disposizione provengono dal mondo accademico e, in minor parte, da studi LCA condotti in ambito professionale, poiché pubblicati parzialmente e/o occultati nel rispetto della riservatezza delle informazioni commerciali, industriali e ambientali.

I due ambiti di applicazione sono inoltre caratterizzati da una profonda differenza nelle finalità. L'obiettivo principale delle valutazioni LCA nel mondo professionale e dell'industria è quello di migliorare i prodotti e i processi, tramite l'applicazione di metodi consolidati in termini di scientificità ed efficacia per scopi decisionali, aziendali e di comunicazione. Diversamente, l'obiettivo principale delle valutazioni LCA nel mondo accademico e della ricerca è quello di migliorare i metodi, testandoli tramite casi studio utilizzati come validazione per l'attuazione pratica e implementandoli in un processo in continua evoluzione (Baitz et al, 2013). Dopo averli sperimentati in prima persona, emerge così la necessità degli enti di ricerca di comprendere i confini pratici che esistono nell'applicazione dei metodi da parte degli stessi enti professionali. Tuttavia, non avendo a disposizione documentazione di supporto, non è possibile trovare un adeguato riscontro nella pratica professionale, ad eccezione di strette collaborazioni e contatti diretti con operatori specifici del processo edilizio, quali strutture di progettazione, imprese di costruzione e gestori immobiliari.

Per tentare di far collimare tale lacuna in materia di valutazione del ciclo di vita, si indaga nel dettaglio lo sviluppo dell'analisi di inventario condotta in due diverse esperienze applicative LCA sviluppate, la prima, in ambito professionale (LCA-1) e, la seconda, in ambito accademico (LCA-2), nonché in fasi diverse del processo. In particolare, sulla base di un esame sistematico delle rassegne conseguite in tema di valutazioni LCA (Chastas et al., 2016), è stato selezionato lo studio LCA di riferimento per la letteratura scientifica (Paleari et al., 2016), in quanto particolarmente accurato sia nella completezza delle informazioni sia nella qualità dei dati. Invece, lo studio LCA considerato come rappresentativo della pratica professionale (per questioni di privacy non è possibile rilasciare informazioni aggiuntive) deriva da una struttura di progettazione integrata affermata a livello internazionale e sensibile al problema della sostenibilità (ENR, 2019), con la quale si è avuta l'opportunità di cooperare. Entrambi gli studi manifestano pertanto un elevato grado di attendibilità, rispettivamente per i due contesti di afferenza, e sono stati condotti nel corso dell'anno 2016.

Nei seguenti paragrafi, l'analisi viene effettuata non in relazione ai risultati LCA ottenuti (sono incomparabili) quanto in considerazione della completezza, rappresentatività e qualità dei dati di inventario. La fase d'inventario rappresenta infatti la fase cruciale della metodologia LCA, riconosciuta in assoluto come la

più impegnativa in termini di tempo e risorse. A tal proposito, per delineare un quadro d'insieme esaustivo delle due esperienze applicative LCA esaminate, l'analisi viene restituita sulla base di tre chiavi di lettura: il contesto di applicazione, l'analisi di inventario e le fasi del processo.

a. Il ruolo del contesto di applicazione: ambito professionale e ambito accademico

Come anticipato, le due valutazioni LCA sono state sviluppate in due contesti lavorativi totalmente differenti, rispettivamente LCA-1 in ambito professionale e LCA-2 in ambito accademico, destinati ad influire inevitabilmente sia sull'obiettivo dello studio sia sul campo di applicazione. Tali aspetti assumono un ruolo centrale nelle successive ipotesi e scelte di lavoro, divenendo emblematici delle diverse logiche e impostazioni sottese alle valutazioni LCA.

Da una parte, infatti, i progettisti hanno svolto l'analisi LCA-1 per valutare gli impatti ambientali nel ciclo di vita della soluzione progettuale proposta (*design*) rispetto a quelli di un edificio di riferimento (*baseline*), in modo da definire il risparmio percentuale in favore del soddisfacimento dello specifico criterio LEED e, quindi, dell'ottenimento della certificazione (LEED v4-HC). Obiettivo prioritario diventa quindi dimostrare i vantaggi percentuali del progetto rispetto al modello *baseline*, fornendo i corrispondenti valori complessivi ma anche relativi alle diverse parti d'opera in modo tale da consentire l'ottimizzazione dei sistemi. Dall'altra parte, i ricercatori hanno intrapreso l'analisi LCA-2 con lo scopo di evidenziare la relazione tra gli impatti ambientali dovuti al consumo di energia in fase d'uso (*operational energy*) e gli impatti relativi alle attività di produzione, costruzione, manutenzione e smaltimento (*embodied energy*). L'intento diventa pertanto la valutazione degli impatti ambientali totali dell'edificio, evidenziando il ruolo dei diversi materiali e delle diverse fasi del ciclo di vita sul totale, soffermandosi in particolare sull'incidenza dei lavori di cantiere. Ambedue le valutazioni LCA vedono come oggetto di analisi un sistema edilizio, nel primo caso, un complesso ospedaliero di New York e, nel secondo, un complesso residenziale a energia quasi zero (nZEB) costruito nel nord Italia, assumendo parimenti una vita utile di 100 anni.

Nello specifico, la valutazione LCA-1 stabilisce come unità funzionale l'intero edificio, definendo il profilo ambientale con *Athena Impact Estimator*, strumento LCA specifico per l'edilizia, intuitivo per i progettisti e ufficialmente approvato dal sistema di certificazione perseguito. Diversamente, la valutazione LCA-2 è stata effettuata con *SimaPro*, software LCA generico ma per esperti, considerando come unità funzionale 1 m² di superficie calpestabile netta in 1 anno (1 m²y). Infine, per quanto riguarda i confini di sistema, entrambe le valutazioni LCA includono tutte le fasi del ciclo di vita: produzione, costruzione, uso, fine vita e, in parte, i benefici per le attività di recupero e riciclo (comprendendo il modulo D, approccio *from cradle to cradle*). Da notare, però, che nel caso LCA-1 alcune fasi si rivelano più complete: la fase d'uso poiché integra non solo i consumi energetici (B6) e le operazioni di sostituzione (B4) ma anche quelle di manutenzione (B2); e la fase di fine vita poiché restituisce gli impatti non solo

relativi al trattamento rifiuti (C3) ma derivati dai lavori di decostruzione e demolizione fino allo smaltimento (C1-C4).

b. Analisi di inventario: LCA semplificata versus dettagliata

In accordo con quanto definito, il sistema oggetto di analisi viene modellato come di consueto tramite l'associazione di dati quantitativi (*foreground system*) sul processo edilizio e di dati ambientali (*background system*) sui flussi in ingresso e in uscita (EC-JRC, 2012). A tal fine, per comprendere i diversi livelli di approfondimento peculiari alle specifiche esperienze applicative LCA messe a confronto, viene indagato nel dettaglio l'inventario sotteso, in termini di completezza e qualità dei dati. Tali fattori, infatti, risultano particolarmente significativi per dimostrare il grado di affidabilità e rappresentatività delle valutazioni LCA prese a riferimento, nonché, nel caso dei dati quantitativi, dell'unicità dell'edificio in esame.

Da questo punto di vista, l'analisi LCA-1 si dimostra molto semplificata, imputando i dati quantitativi della fase di produzione dei soli materiali da costruzione (A1-A3), estratti dai documenti di progetto, e dei consumi energetici in fase d'uso (B6), reperiti dalle simulazioni energetiche. Nello specifico, i materiali considerati comprendono le fondazioni e gli elementi strutturali, le chiusure esterne (dal rivestimento alle finiture interne), i solai (escluse le finiture) e la copertura. I consumi energetici risultano invece più esaurienti, calcolando oltre all'energia per riscaldamento, raffreddamento, fornitura di acqua calda e la quota di energia rinnovabile prodotta in loco, anche l'energia per ventilazione, illuminazione, pompe ed apparecchiature varie. Da notare che tutti i dati di input vengono esplicitati in una tabella riepilogativa sia per l'edificio di progetto sia per l'edificio di riferimento, al fine di rendere evidenti le diverse assunzioni sottese ai due modelli.

All'opposto, l'analisi LCA-2 si presenta particolarmente dettagliata e virtuosa, sia per l'ammontare di informazioni considerate rispetto alle richieste normative, sia per l'attenzione posta sulla fonte dei dati (Dalla Valle et al., 2020). Infatti, per la fase di produzione (A1-A3) include non solo i materiali da costruzione ma anche i sistemi impiantistici, raffrontando per le quantità dei materiali i documenti di progetto con le fatture di acquisto pagate dall'impresa di costruzione. Per la parte architettonica vengono escluse solo le attrezzature domestiche e gli arredi, mentre la parte ingegneristica comprende sia i terminali che il sistema di distribuzione degli impianti meccanici, idraulici, elettrici e da fonti rinnovabili. Per la fase di costruzione, è stato considerato l'impatto dei trasporti (A4), tracciando a partire dalle ricevute e dalle schede tecniche di prodotto gli itinerari delle materie prime e dei componenti semilavorati dai siti produttivi alle fasi intermedie di produzione fino al cantiere. Inoltre, sulla base dei dati reali acquisiti dai documenti di cantiere, sono stati valutati i materiali ausiliari per l'installazione dei prodotti, l'energia utilizzata per le opere di scavo, per la produzione in sito e per l'installazione dei prodotti, l'acqua utilizzata in fase di cantiere e lo smaltimento dei rifiuti suddivisi in detriti e materiali riciclabili (A5). Riguardo la fase d'uso, sono state conteggiate le operazioni di sostituzione (B4) per l'isolamento e il

rivestimento di facciata, il sistema di copertura, i pavimenti, i serramenti e i pannelli radianti, come da letteratura per cicli di 50 anni. In aggiunta, i consumi energetici del complesso edilizio (B6) sono stati reperiti dalle simulazioni dinamiche sviluppate dal team di progettazione in relazione ai sistemi di riscaldamento, raffrescamento e approvvigionamento di acqua calda, finalizzate al dimensionamento corretto degli impianti fotovoltaici, anch'essi inclusi nello studio. Infine, per gli scenari di fine vita, è stata ipotizzata una demolizione selettiva degli edifici, separando i rifiuti provenienti dal processo (C3) dai materiali riciclabili e prendendo in considerazione il recupero di energia attraverso l'incenerimento dei rifiuti (D).

Per quanto riguarda i dati ambientali, la valutazione LCA-1 si basa sul *US Life Cycle Inventory Database*, banca dati americana specifica per il settore delle costruzioni, che fornisce informazioni *cradle-to-grave* sia generiche sia specifiche di prodotto, comprendendo al suo interno una vasta gamma di Environmental Product Declaration (EPD). Mentre la valutazione LCA-2 si riferisce al database *Ecoinvent*, riconosciuto a livello internazionale come il database di inventario del ciclo di vita più completo, coerente e trasparente, includendo migliaia di dataset appartenenti ai più svariati settori.

c. Fasi del processo: progettazione versus post-costruzione

Dall'analisi di inventario emerge chiaramente la differenza insita nelle due valutazioni LCA per quanto riguarda i dati di input, sia quantitativi, sia ambientali, come esito della fase del processo in cui tali studi sono stati eseguiti. Infatti, la fase del processo diventa particolarmente emblematica non solo per quanto riguarda la quantità di informazioni a disposizione ma anche per il livello di dettaglio dei dati, rivelandosi in stretta correlazione con il grado di approfondimento dell'inventario LCA.

In quest'ottica, l'analisi LCA-1 è stata svolta in fase preliminare di progettazione come studio preventivo per verificare il soddisfacimento dei requisiti minimi richiesti dalla certificazione LEED per l'ottenimento del credito "*Building Life Cycle Impact Reduction*". Fine ultimo era quindi orientare in maniera tempestiva le scelte decisionali di progetto, in modo tale da riuscire a definire le priorità d'azione mirate alla riduzione di almeno il 10% degli impatti ambientali totali dell'edificio rispetto al modello *baseline*. Date le premesse, la valutazione LCA è stata effettuata sfruttando il numero limitato di dati quantitativi a disposizione, appartenenti alla quantificazione dei materiali necessari per costruire l'edificio e al consumo energetico di esercizio. Tale lacuna è stata però colmata dalla completezza dei rispettivi dati ambientali offerti dal database interno al software, in cui selezionando ad esempio il *dataset* di un materiale da costruzione, si associano automaticamente le informazioni sull'intero ciclo di vita: non solo di produzione, ma anche di manutenzione, installazione, sostituzione e smaltimento. La presente condizione dipende strettamente dall'architettura sottesa al software LCA adoperato, sviluppata al fine di ridurre notevolmente gli sforzi compiuti dagli operatori nella fase di inventario e di facilitarne l'applicazione soprattutto nelle fasi iniziali di progettazione. Allo stesso tempo, è importante non

trascurare i limiti di tale metodologia dal momento che in questo modo il progettista introduce inconsapevolmente delle assunzioni e approssimazioni

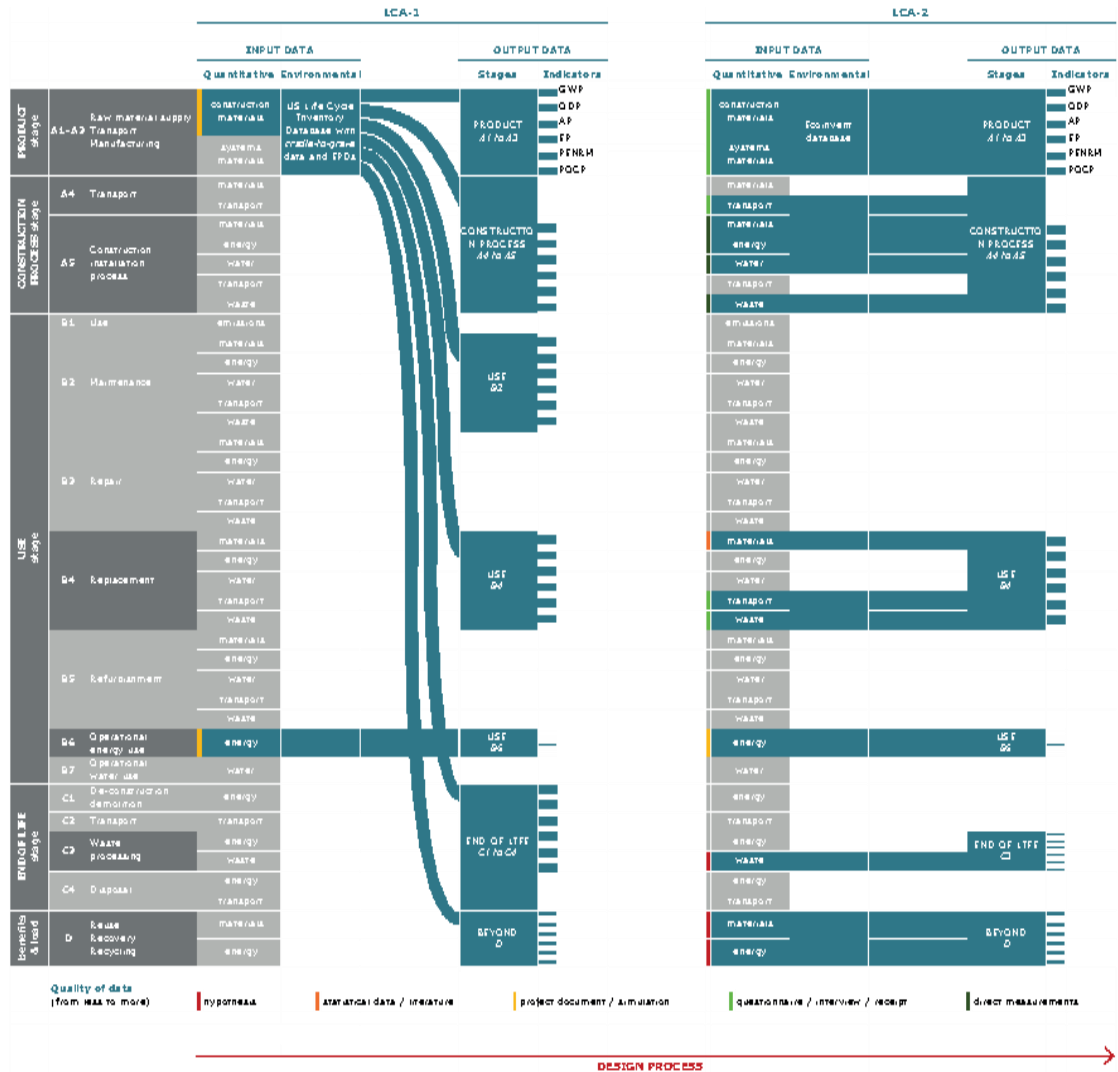


Figura 1: confronto tra valutazione LCA-1 e valutazione LCA-2

sugli scenari futuri sulla base di valori standard non identificati (*black box*). Essi riguardano ad esempio i trasporti ma anche i cicli di sostituzione, mantenuti invariati a prescindere rispettivamente dalla distanza dell'impianto di produzione dal sito e dalle condizioni d'uso (le piastrelle di un bagno in una residenza hanno cicli di sostituzione ben diversi da quelli di un bagno in un albergo). Il rischio è quindi di non cogliere le specificità proprie del complesso edilizio preso in esame, arrivando a risultati fuorvianti e con possibilità di distorsione.

Al contrario, l'analisi LCA-2 è stata fatta post-costruzione ad opera realizzata, avendo di conseguenza a disposizione informazioni reali non solo sui materiali, prodotti, componenti e sistemi approvvigionati, ma anche sulle attività di cantiere. In questo caso, l'approccio sotteso è stato completamente diverso rispetto al caso precedente, approfondendo dettagliatamente la definizione di specifiche

assunzioni in relazione a ogni materiale e a ogni fase del ciclo di vita. Nello specifico, l'incertezza di tali assunzioni viene minimizzata se non annullata per le fasi del ciclo di vita già verificate, quali la fase di produzione e di costruzione, i cui dati quantitativi derivano da informazioni tecniche e misurazioni dirette. Rimane invece una maggiore incertezza per le assunzioni relative alle fasi d'uso e di fine vita, in quanto basate sulle capacità previsionali e di simulazione di scenari futuri. In questo modo, ad esempio se i cicli di sostituzione dei materiali vengono reperiti da dati di letteratura, i trasporti e i rifiuti che ne derivano sono stati assunti equivalenti a quelli di produzione, sulla base delle specifiche tecniche dei prodotti utilizzati per la costruzione. Per ogni dato quantitativo relativo ad ogni fase del ciclo di vita sono stati poi selezionati, caso per caso, i *dataset* specifici presenti nel database, al fine di restituire il profilo ambientale del complesso edilizio in modo il più accurato, oggettivo e dettagliato possibile.

3. Massimizzare le sinergie per un mutuo sviluppo in prospettiva LCA

L'analisi delle due esperienze applicative, mette in evidenza sostanziali differenze nella valutazione LCA, determinate dalla distanza degli obiettivi sottesi ma anche dalle diverse fasi del processo interessate nella raccolta dei dati di inventario e strettamente correlate all'ambito professionale e accademico. Infatti, nonostante il campo di applicazione simile (oggetto e confini di sistema), la valutazione LCA-1 costituisce un'analisi semplificata, mentre la valutazione LCA-2 presenta un livello di grande dettaglio, con evidenti disparità in termini di completezza e qualità dei dati e in definitiva di affidabilità e rappresentatività dello studio.

Fattori scatenanti sono sicuramente gli obiettivi e i contesti di riferimento, così come la variabile tempo e il tipo di software adoperato. Lo studio LCA-1 è stato condotto durante l'attività di progettazione, mentre lo studio LCA-2 rappresenta una valutazione post-costruzione, con ovvie conseguenze sulla disponibilità e qualità dei dati in relazione alla fase di avanzamento e quindi di dettaglio. Inoltre, non bisogna trascurare i tempi necessari per sviluppare la valutazione stessa, con l'impiego nel primo caso di un periodo di tempo limitato, mentre nel secondo di un consistente lasso di tempo, nonché l'impegno in termini di risorse investite da parte delle organizzazioni promotrici. Queste ultime sono direttamente connesse anche al tipo di software, dal momento che i costi di licenza variano notevolmente in base al livello di competenza richiesta per svolgere valutazioni LCA. Ciò viene dimostrato dalle valutazioni LCA prese a riferimento, dove è stato adottato per lo studio LCA-1 un software per non esperti, mentre per lo studio LCA-2 un software per specialisti, con evidenti ripercussioni sul livello di accuratezza delle analisi.

Il rilievo delle differenze tra le esperienze analizzate e la considerazione delle criticità connesse alle specificità dei due diversi approcci alla valutazione LCA, evidenziano la necessità di avviare un dialogo costruttivo tra ambito accademico e ambito professionale. Fine ultimo è indagare le specificità che la valutazione LCA deve assumere per poter essere proficuamente utilizzata per supportare le decisioni lungo l'intero processo progettuale, dalle fasi preliminari fino a quelle esecutive. La sfida consiste nello sfruttare le informazioni delle valutazioni più

dettagliate (LCA-2) per aumentare la rappresentatività delle valutazioni LCA preliminari (LCA-1). Ad esempio, i dati di cantiere accuratamente reperiti per la valutazione post-costruzione possono essere utili per l'individuazione di indicatori percentuali delle quantità in gioco nella fase di cantiere sul totale dei materiali impiegati per la costruzione, al fine di poter considerare, seppur con un certo livello di incertezza, anche la fase del cantiere all'interno delle valutazioni preliminari. Allo stesso modo, negli studi accademici si potrebbero usare i dati sui cicli di manutenzione comunemente utilizzati dai *facility manager* in coerenza con la prassi consolidata, e così via per le fasi successive del processo. In quest'ottica, in uno scenario ideale si arriverebbe ad avere valutazioni LCA per lo più complete dal punto di vista delle informazioni considerate e caratterizzate da un livello crescente di qualità dei dati nel corso del processo e quindi di rappresentatività delle analisi.

Un confronto costruttivo volto all'individuazione dei punti di convergenza tra i differenti approcci alla valutazione LCA che oggi sembrano caratterizzare il lavoro degli enti di ricerca e delle strutture professionali consentirebbe di opporsi alla tendenza del settore edilizio a una crescente semplificazione della metodologia LCA, quanto più questa viene applicata alle fasi iniziali del processo. Una eccessiva semplificazione della valutazione LCA nella fase di progettazione rischia infatti di condurre a risultati scarsamente attendibili, distorti e con elevato livello di incertezza, interferendo in modo improprio sull'intero processo decisionale. Si impone pertanto una sempre più stretta integrazione della valutazione LCA con la prassi progettuale e con l'intera catena decisionale del processo edilizio. Tale prospettiva deve essere affiancata da adeguati strumenti di supporto, sviluppando software LCA estremamente flessibili in modo da poter essere adattati al livello di dettaglio raggiunto nella fase del processo.

Punto di partenza è la configurazione di tutti i dati di inventario (sia quantitativi sia ambientali) necessari all'elaborazione di una valutazione LCA completa tramite valori predefiniti, basati sulla pratica comune e/o emergenti da letteratura, utilizzati a descrizione di un possibile modello di riferimento (*baseline*). Parallelamente all'avanzare del processo, i valori predefiniti settati per tutte le fasi del ciclo di vita possono essere gradualmente sostituiti con dati più dettagliati riferiti allo specifico oggetto in esame. Tale visione evolutiva vale sia per i dati quantitativi in input sia per i corrispondenti dati ambientali, ad esempio incorporando la possibilità di utilizzare per le scelte materiali nelle fasi iniziali dati generici assunti da database, mentre nelle fasi più avanzate dati specifici reperiti da EPD. In questo contesto, diventa inoltre cruciale sviluppare in un prossimo futuro strumenti LCA in grado di apprendere da progetti precedenti (*machine learning*) al fine di definire set di valori predefiniti ma anche proporre soluzioni progettuali alternative. In prima istanza, si intende la creazione di un archivio rappresentativo di edifici sulla base delle analisi di inventario effettuate nelle valutazioni LCA svolte in ambito accademico (LCA-2), in quanto unici studi attualmente disponibili. Successivamente, il campione di riferimento può essere esteso fino ad incorporare i dati immessi durante l'impiego del software LCA e/o arricchito con le informazioni contenute nei modelli *Building Information Modeling*

(BIM) “*as-built*” e, ove previsto, dalle relative valutazioni LCA condotte in ambito professionale (LCA-1).

Solo l’azione congiunta tra enti di ricerca, enti professionali e sviluppatori di software consente un avanzamento dell’applicazione del metodo LCA nel settore delle costruzioni, contribuendo al raggiungimento di un duplice obiettivo. Da una parte, la progettazione di edifici a basso impatto ambientale, con una conseguente riduzione nell’impiego di risorse materiali ed energetiche. Dall’altra, la verifica e l’ottimizzazione delle prestazioni ambientali in fase di processo, avanzate a supporto di logiche di innovazione e competitività delle organizzazioni.

4. Bibliografia

Baitz, M, Albrecht, S, Brauner, E, Broadbent, C, Castellan, G, Conrath, P, 2013. LCA’s theory and practice: like ebony and ivory living in perfect harmony? Int. J. Life Cycle Assess. 18, 5–13.

Chastas, P, Theodosiou, T, Bikas, D, 2016. Embodied energy in residential buildings-towards the nearly zero energy building: A literature review. Building and Environment. 105, 267-282.

Dalla Valle, A, Campioli, A, Lavagna, M, 2020. Life Cycle BIM-Oriented Data Collection: A Framework for Supporting Practitioners, in: Daniotti, B, Gianinetto, M, Della Torre, S (Ed.), Digital Transformation of the Design, Construction and Management Processes of the Built Environment, Springer, Cham.

EC-JRC, 2012. ILCD Handbook. Towards more sustainable production and consumption for a resource efficient Europe. European Commission – Joint Research Centre, Luxembourg.

EC-JRC, 2017. Level(s) – A common EU framework of core sustainability indicators for office and residential buildings, Publications Office of the European Union, Luxembourg.

EN, 2011. EN 15978:2011. Sustainability of construction works. Assessment of environmental performance of buildings. Calculation methods.

ENR, 2019. ENR 2019 Top 100 Green Buildings Design Firms viewed 26 Mar 2020, <https://www.enr.com/toplists/2019-Top-100-Green-Buildings-Design-Firms>

EPD, 2014. PCR UN CPC 531:2014 Buildings. International EPD system.

ISO, 2014. ISO 14072:2014. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines for organizational life cycle assessment.

ISO, 2018. ISO 14064:2018. Greenhouse gases Specification with guidance at the organization level for quantification and reporting of greenhouse gas emissions and removals.

Paleari, M, Lavagna, M, Campioli, A, 2016. The assessment of the relevance of building components and life phases for the environmental profile of nearly zero-

energy buildings: life cycle assessment of a multifamily building in Italy. *Int J Life Cycle Assess.* 21, 1667–1690.

USGBC, 2016. LEED v4 for Building Design and Construction: Healthcare.

A green chemistry case study: sensor-based methods for bioactive compounds determination in food

Mattia Rapa, Lucia Maddaloni, Sabrina Prencipe, Roberto Ruggieri, Fabrizio D'Ascenzo

Dpt. of Management, Sapienza University of Rome, Via del Castro Laurenziano 9, 00161, Rome, Italy

Email: mattia.rapa@uniroma1.it

Abstract

The analytical methodologies generate a large amount of chemical waste, resulting in a great environmental and human impact. Green Chemistry started in a research for practical alternatives to these methodologies, in order to replace polluting methodologies with clean ones. This paper evaluated a new sensor-based method for the determination of bioactive compounds in food by means of LCA and LCC tools. Specifically, the determination of biogenic amines was studied by comparing the traditional method, an HPLC analysis after pre-column derivatization, with a new sensor method. The LCA results highlighted that the sensor method has a minor environmental impact if compared to the traditional one. Moreover, the new method resulted more efficient in terms of energy expenditures and in time). The Eco-care matrix tool was applied, and sensor-based method results to be sustainable in the human health, economic and environmental areas.

1. Introduction

Until the last century aspects concerning operator safety and environmental impact of analytical methods are not commonly considered (Skoog et al., 2009). Because of that, a paradoxical situation emerged during the 1990s, due to the side effects of analytical methodologies developed to analyze different kinds of sample. These methodologies generate a large amount of chemical waste, resulting in a great environmental and human impact (Capello et al., 2008). In some cases, the chemicals employed for analysis were even more toxic than the species being determined. The need for carefully checking up the side effects of chemistry moved laboratories to control wastes and to collect residues, in order to avoid contamination of water and discharge with urban wastes. However, there is evidence of a real problem – the great quantity of toxic residues – which creates difficulties in their management. With this background, Green Analytical Chemistry started in a search for practical alternatives to the off-line treatment of wastes and residues in order to replace polluting methodologies with clean ones (De la Guardia et al., 1995; Armenta et al., 2010). The scientific references found in the CAS and SCI database, relating to sustainable methods for food analysis (also called clean analytical chemistry or environmentally-friendly analytical methods) have been growing significantly in recent years. This change in the rate

of publication on these methods is related to the increasing concern of the scientific community about the environmental impact of their activity.

An approach to quantitative and systematic chemistry processes is to perform Life Cycle Assessment (LCA), used for reducing life cycle impacts in batch chemical operations. LCA is a standardized methodology, according to ISO 14040 and ISO 14044 (ISO 14044 2006, ISO 14044 2006), for assessing the environmental impacts associated with a product, process or service, over its entire life cycle. It is an excellent tool to quantify and characterize fluxes of materials and energy to different environmental impact categories (Lindahl et al., 2010). Therefore, the aim of this paper was the LCA evaluation of a new sensor-based method for the determination of bioactive compounds in food. Specifically, among the bioactive compounds, the biogenic amines (BAs) determination in fish was evaluated. BAs are usually indicated as quality and safety molecular markers in food. They can be used as index of quality and healthiness of the product, in order to identify in time the deterioration of the food and / or defective preparation during the transformation phases (Naila et al., 2010; Ruiz-Capillas et al., 2011; Zhai et al., 2012). Moreover, the Regulation 2073/2005 established specific maximum concentrations of selected compounds (e.g. histamine) to be present in fish. The same Regulation rules the analytical procedure to determinate BAs. Together with the standard method, an HPLC analysis with pre-column derivatization, the development of new quick and accurate methods is grown. Among the new methods, the sensor-based methods are widely used in food quality and safety control, in the industrial field and in the research too, as they are less expensive than traditional analytical methods. Another advantage of sensors is the use of reduced time for analysis and the possibility of being used on site and by operators that are not highly specialized / trained (Santonico et al., 2016). For these reasons, the new methods of sensorial investigation turn out to be a valid alternative to traditional analytical methods. Therefore, sensors have characteristics of environmental and economic sustainability. In the industrial and agro-food sectors, these devices are widely used in the production processes control, certification and verification of product quality, food safety control, simplifying the work of the operator (Danchuk et al., 2020).

2. Methodology

a. Life Cycle Assessment

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. In this study the LCA was carried out according to ISO 14040 and ISO 14044. The functional unit was set to 1 analysis performed. The system boundaries are reported in Figure 1, in this

context the extraction of the bioactive compounds was pointed out of the boundaries. The inventory for the impact assessment was composed as follow. The HPLC method involved the use of: electricity consumption of 45 min of the chromatographic device and 60 min of water bath; 0.06 g of dansyl chloride; 2 mL of acetone; 0.0159 g of NaOH; 0.1 mL of NH₃; 1.4 mL of acetonitrile; 1 PTFE syringe filter. For the sensor-based method was used: electricity consumption of 6 min sensor device; e-tongue (made of gold, platinum, silver and ceramic). The impact assessment was conducted by using the ReCiPe 2016 endpoint method.

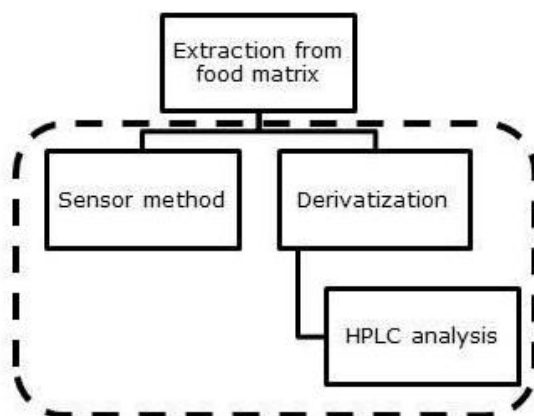


Figure 1: system boundaries

b. Cost Analysis

The Life Cycle Cost (LCC) is a valuation 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 (Konstantas et al., 2020).

c. Eco Care Matrix

The Eco-Care-Matrix (ECM) is a tool applied to support product portfolio decisions, as well as the product design selection (Huppel et al., 2007). Only in recent years the ECM has been applied in the environmental area for product lifecycle management, in order to graphically visualize the eco-efficiency of models in a Cartesian chart, 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 chart. The application of ECM is useful for understanding the convenience of products and services development that contribute in a reduction of environmental and economic costs. The position assumed by the point in the graphic can be considered as “*greener solution*” if the environmental performance is better performed at the same level of consumer satisfaction in the comparison. 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 LCA study.

3. Results and Discussion

a. LCA

The Life Cycle Impact Analysis (LCIA) was conducted by using *Simapro 8.5* software and the environmental variables were calculated for both the systems, in order to compare the results of the two determination methods. In Table 1 are shown the scores of the impact categories in the LCIA results. Moreover, the percentage difference was calculated and reported as Δ (%). Starting from these results is possible to highlight that the sensor method has a minor impact if compared to the traditional method. The percentage difference was up to 50% in all the impact categories, with the exception of the Human non-carcinogenic toxicity, Terrestrial acidification and Terrestrial ecotoxicity categories. The impact in this category of the sensor-based method was probably related to the e-tongue used. Indeed, this device was composed of ceramic, gold, silver and platinum, compounds that involve an extraction and production process with high environmental impact.

Table 1: impact factor categories differences and variation

Impact Categories	Unit	HPLC	Sensor	Δ (%)
Global Warming Human Health	DALY	2,39e-05	5,59e-07	97,66
Stratospheric Ozone Depletion	DALY	5,35e-10	1,15e-10	78,56
Ionizing Radiation	DALY	1,47e-09	6,11e-11	95,85
Ozone Formation Human Health	DALY	5,21e-11	2,57e-10	79,70
Fine Particulate Matter Formation	DALY	6,88e-07	4,27e-07	37,92

Impact Categories	Unit	HPLC	Sensor	Δ (%)
Human Carcinogenic Toxicity	DALY	1,41e-08	5,14e-06	99,73
Human Non Carcinogenic Toxicity	DALY	3,39e-04	2,69 e-04	20,55
Water Consumption Human Health	DALY	2,31e-05	6,75e-09	99,97
Global Warming Terrestrial Ecosystems	species/yr	4,78e-08	1,12e-09	97,66
Global Warming Freshwater Ecosystems	species/yr	1,30e-12	3,05e-14	97,66
Ozone Formation Terrestrial Ecosystems	species/yr	1,19e-11	3,68e-11	67,78
Terrestrial Acidification	species/yr	7,43e-10	4,73e-10	36,31
Marine Eutrophication	species/yr	5,58e-15	1,65e-14	66,11
Terrestrial Ecotoxicity	species/yr	3,32e-12	2,82e-12	14,98
Freshwater Ecotoxicity	species/yr	9,46e-14	7,44e-11	99,87
Marine Ecotoxicity	species/yr	1,60e-10	1,47e-07	99,89
Land Use	species/yr	1,10e-11	2,52e-11	56,45
Water Consumption Terrestrial Ecosystems	species/yr	1,40e-07	4,10e-11	99,97
Water Consumption Aquatic Ecosystems	species/yr	6,27e-12	1,84e-15	99,97
Mineral Resource Scarcity	€	1,23e-04	3,08 e-03	96,01
Fossil Resource Scarcity	€	0,18	2,72 e-03	98,47
Costs	€	2,75e+01	3,21	88,33

Impact Categories	Unit	HPLC	Sensor	Δ (%)

b. LCC

The LCC was conducted as described in the methodology section. The resources save for the sensor method results up to 88%. The new method results more efficient in terms of energy expenditures and in time (120 min vs 10 min). In Table 2 is represented the comparison of LCC of the two methods, by showing the corresponding cash value considering one analysis.

Table 2: cost allocation of HPLC and sensor method confront.

Cost	HPLC	Sensor
Material	8.75 €	1.7 €
Energy	0.75 €	0.01 €
Staff	18 €	1.5 €
Total	27.5 €	3.21 €

c. Eco Care Matrix

The ECM has been graphically constructed by using the values obtained. The ECM was herein applied as a results interpretation tools for the LCA evaluation.

The sensory determination lead to an improvement of health performance and economic savings, as shown in Figure 2, where is graphically represented the relationship between the Environmental benefits and the Human Health benefits compared between the two methods.

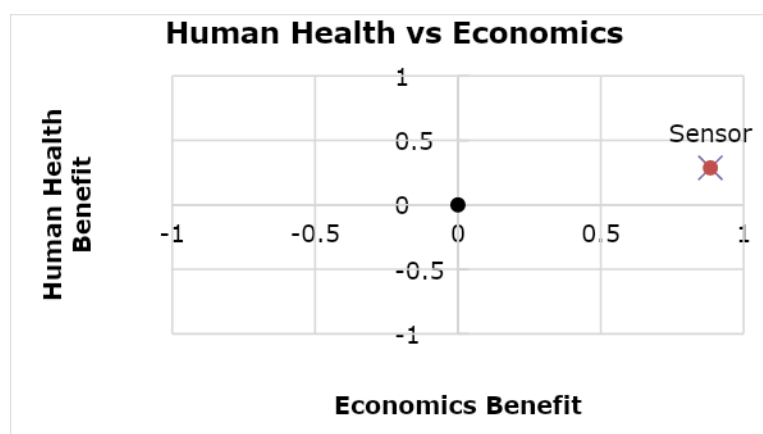


Figure 2: ECM Human Health and Economic dimension

In Figure 3 is represented the combination of human health and environmental benefits derived from the sensor determination, in relation to the economic benefit according to the different extraction methods, the traditional and the innovative one.

The combination of environmental and human health benefits derived from the new developed method are well understood, having the sensor determination a higher score compared to the traditional one, as shown in the Figure 4. Therefore, the new easy and rapid sensory method results to be sustainable in human health, economic and environmental areas, reaching the aim proposed.

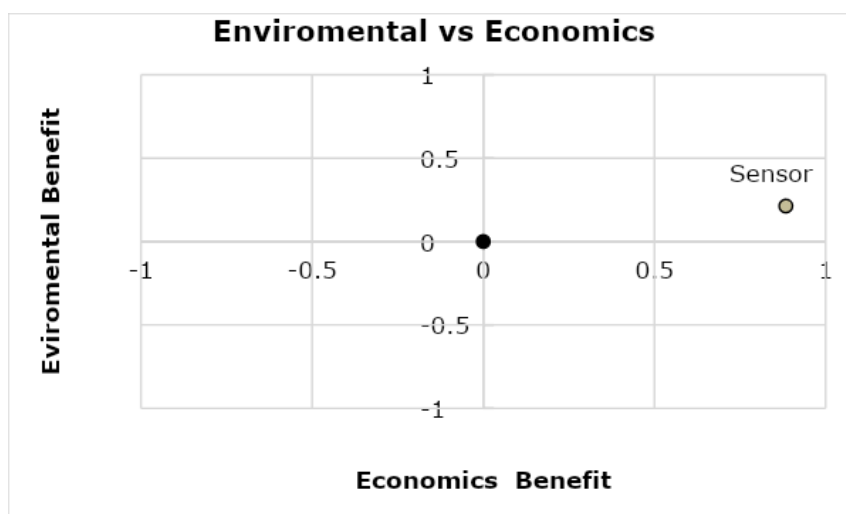


Figure 3: ECM of Environmental and Economic dimensions

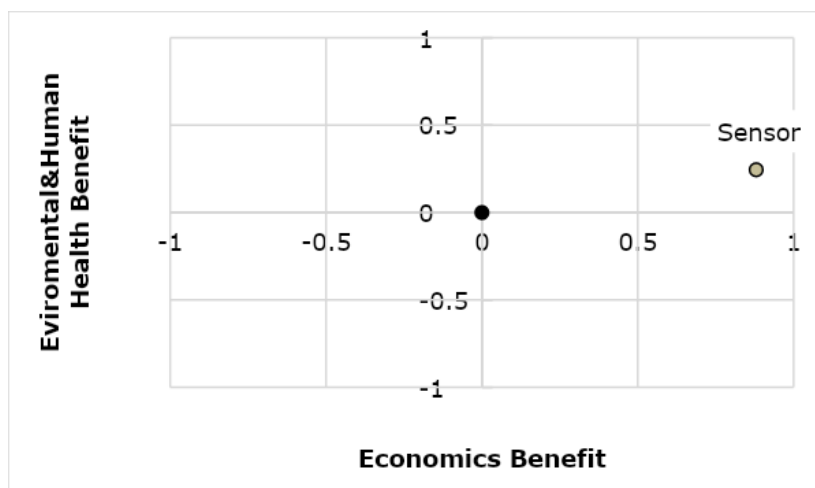


Figure 4: ECM of Environmental and Human Health benefits and economic dimension

4. Conclusion

This paper evaluated a new sensor-based method for the determination of bioactive compounds in food by means of LCA and LCC tools. Specifically, the determination of biogenic amines was studied by comparing the traditional method, an HPLC analysis after pre-column derivatization, with a new sensor method. Starting from the LCIA results is possible to highlight that the sensor method has a minor impact if compared to the traditional one. The percentage difference was up to 50% in almost all the impact categories. The LCC pointed out that the resources saved for the sensor method results up to 88%. Moreover, the new method resulted more efficient in terms of energy expenditures and in time (120 min vs 10 min). Finally, the Eco-care matrix tool was applied for the LCA and LCC interpretation results. Therefore, the new easy and rapid sensory method results to be sustainable in human health, economic and environmental areas, reaching the aim proposed.

5. References

- Armenta, S, Garrigues, S, De La Guardia, M. (2008). Green analytical chemistry. *Trends in Analytical Chemistr*, 27, 497–511.
- Capello, C, Hellweg, S, Hungerbühler, K. (2008). Environmental Assessment of Waste-Solvent Treatment Options. *Journal of Industrial Ecology*. 12(1), 111–127.
- COMMISSION REGULATION (EC) No 2073/2005 of 15 November 2005 on microbiological criteria for foodstuffs.
- Danchuk, AI, Komova, NS, Mobarez, SN, Doronin, SY, Burmistrova, NA, Markin, AV, Duerkop, A. (2020). Optical sensors for determination of biogenic amines in food. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 412, 4023-4036.

De la Guardia, M, Khalaf, KD, Carbonell, V, Morales-Rubio, A. (1995) Clean analytical method for the determination of propoxur. *Chim Anal. Acta.* 308, 462.

Huppel, G, Ishikawa, M. (2007). *Quantified Eco-Efficiency*. Springer. ISBN 978-1-4020-5399-3.

International Organization for Standardization (ISO). (2006). *Life Cycle Impact Assessment: Draft International Standard (ISO 14042)*. Geneva, Switzerland.

International Organization for Standardization (ISO). (2006). *Principles and Framework of Life Cycle Assessment (ISO 14040)*. Geneva, Switzerland.

ISO 14044:2006. (2006). *Environmental management, Life cycle assessment, Requirements and guidelines*.

Konstantas, A, Stamford, L, Azapagic, A. (2020). Economic sustainability of food supply chains: Life cycle costs and value added in the confectionary and frozen desserts sectors. *Science of the Total Environment*, 670, 902-914.

Lindahl, S, Ekman, A, Khan, S, Wennerberg, C, Börjesson, P, Sjöberg, P, Nordberg Karlsson, E, Turner, C. (2010). Exploring the possibility of using a thermostable mutant of β -glucosidase for rapid hydrolysis of quercetin glucosides in hot water. *Green Chemistry*, 12, 159-168.

Naila, A, Flint S, Fletcher, G, Bremer, P, Meerdink, G. (2010). Control of biogenic amines in food – existing and emerging approaches. *Journal of Food Science*, 75, 139-150.

Ruiz-Capillas, C. and Jiménez-Colmenero, F. (2011). Biogenic amines in seafood Products. *Safety analysis of foods of animal origin / editors, Leo M.L. Nollet, Fidel Toldrá.* 27, 743-760.

Santonico, M, Parente, F, Grasso, S, Zompanti, A, Ferri, G, D'Amico, A, & Pennazza, G. (2016). Investigating a single sensor ability in the characterisation of drinkable water: a pilot study. *Water and Environment Journal* 30, 253–260.

Skoog, DA, Holler, JF, Crouch, SR. (2009). *Strumental analytical chemistry*. Edises. ISBN: 8879593420.

Zhai, H., Yang, X., Li, L., Xia, G., Cen, J., Huang, H., and Hao, S. (2012). Biogenic amines in commercial fish and fish products sold in southern china. *Food Control* 25, 303–308.

Circularità e sostenibilità nella digestione anaerobica

Eliana Mancini¹, Andrea Raggi¹

¹Dipartimento di Economia, Università degli Studi G. d'Annunzio, Pescara

Email: a.raggi@unich.it

Abstract

Circularità e sostenibilità non sono ritenuti concetti equivalenti. Per tale motivo può accadere che la loro misurazione/valutazione venga effettuata attraverso modalità differenti. In questo articolo vengono presentati alcuni risultati di una rassegna bibliografica volta ad identificare e classificare gli indicatori e le metodologie adottate nella valutazione della sostenibilità e nella misurazione della circolarità dei processi di digestione anaerobica. I risultati mostrano che i termini circolarità e sostenibilità non sempre vengono definiti univocamente e i criteri scelti ai fini della loro valutazione/misurazione possono variare. Con il presente lavoro si vuol suggerire una differente interpretazione dei due concetti. In particolare, la circolarità dovrebbe essere intesa non come un fine, ma come uno dei mezzi attraverso i quali raggiungere il più ampio obiettivo di sostenibilità.

1. Introduzione

In contesti di economia circolare (EC), i flussi materici ed energetici possono essere modellati per facilitare ogni attività di riutilizzo e riciclo (Lybæk e Kjær, 2019). Sulla base di questo approccio, attualmente sono disponibili diverse tecnologie di recupero energetico e materico da prodotti di origine biogenica (Cecchi e Cavinato, 2019). Per identificare tali attività è stato coniato il termine “bio-economia circolare” che fa riferimento ad una gestione delle risorse biologiche in modo da preservarne il più possibile il valore economico (Vanhamäki *et al.*, 2020).

Secondo Vanhamäki *et al.* (2020) l'EC è stata criticata per non aver adeguatamente affrontato alcuni degli aspetti relativi alla sostenibilità, oltre a non aver approfondito alcune implicazioni ambientali relative, ad esempio, agli effetti di breve e lungo termine legati alle attività di riciclo. Tuttavia, il motivo di questa presunta “carezza” dell'EC va ricercato nel vero significato dei termini “sostenibilità” e “EC”. Dalla consultazione della letteratura, infatti, sembrano delinearsi delle differenze tra i due concetti. Sherwood (2020), ad esempio, dichiara che l'obiettivo che muove la pratica “sostenibile” è più ambiguo e ampio rispetto a quello dell'EC, che consiste principalmente nel ridurre gli sprechi. Secondo Geissdoerfer *et al.* (2017), invece, il campo di applicazione della sostenibilità nell'ambito di pratiche di EC tende ad essere circoscritto alla chiusura del ciclo dei materiali e al miglioramento dell'uso delle risorse, i cui maggiori beneficiari sono gli attori economici. Stringendo il campo alla bio-EC, Kapoor *et al.* (2020) sostengono che questa si basi sul concetto di “zero rifiuti”,

applicato trasformando le risorse in prodotti a valore aggiunto e trattando i flussi di scarto in modo sostenibile. L'analisi di questi brevi enunciati non fa che confermare la non perfetta coincidenza tra i due concetti; pertanto, è ipotizzabile che la loro valutazione/misurazione avvenga secondo differenti modalità e che le informazioni ricavate non siano equivalenti.

In questo articolo si tenterà di verificare tale ipotesi, prendendo come ambito di riferimento la digestione anaerobica, una delle pratiche di bio-EC che si sta diffondendo per rispondere all'aumento di domanda di combustibili rinnovabili (EBA, 2020). Anche la gestione delle risorse di natura organica, come nel caso della digestione anaerobica, infatti, oltre a produrre effetti sui flussi materici e energetici, influisce anche sui fattori strettamente correlati alla sostenibilità ambientale e sociale (Vanhamäki *et al.*, 2020), nonché economica.

In questo articolo verrà proposta una parziale illustrazione dei risultati di una rassegna bibliografica avente l'obiettivo di identificare e classificare gli indici e le metodologie adottate nella valutazione della sostenibilità e nella misurazione della circolarità dei processi di digestione anaerobica. Dopo una breve descrizione del metodo, seguirà l'illustrazione dei risultati principali e, infine, discussione e conclusioni.

2. Descrizione del metodo

Per rispondere all'obiettivo del lavoro, è stata condotta una rassegna della letteratura, cercando articoli scientifici, atti di convegno e capitoli di libri esclusivamente in lingua inglese nei database Scopus e Web of Science. La ricerca si è sviluppata attraverso l'utilizzo delle seguenti parole chiave, in combinazione tra loro, ricercate nei campi title, keywords e abstract: *biogas*, "*anaerobic digestion*", *biomethane*, *sustainab**, "*circular economy*". Non è stata inserita alcuna limitazione temporale. Per ciascun articolo selezionato sono stati individuati gli aspetti legati alla sostenibilità (economica, ambientale e sociale) o all'economia circolare, insieme alla modalità di valutazione/misurazione adottata, laddove presente.

Dopo una breve esposizione di alcune informazioni generali ottenute dalla lettura degli articoli, si procederà alla presentazione delle metodologie e degli indicatori riscontrati.

3. Risultati

Da una prima lettura del titolo, dell'*abstract* e delle parole chiave sono stati selezionati 152 risultati, di cui 58 (tra i quali 8 *review*) idonei alla rassegna dopo la lettura integrale del testo. In questa sede sono stati considerati esclusivamente i risultati relativi agli articoli che hanno trattato la sostenibilità completa (secondo i noti tre pilastri) e quelli che hanno proposto indicatori di circolarità. Tali articoli sono stati pubblicati principalmente nel *Journal of Cleaner Production* e in riviste incentrate su tematiche energetiche.

Di seguito verranno illustrati i risultati della ricerca suddivisi in tre sotto-paragrafi: il 3.1 sarà dedicato agli articoli che hanno adottato analisi complete di

sostenibilità, il 3.2 descriverà i risultati relativi alla misurazione della circolarità, mentre nel 3.3 sarà presentata la discussione dei risultati.

a. Analisi di sostenibilità

Di 58 articoli analizzati, 8 hanno trattato i sistemi oggetto di studio in maniera completa, senza escludere nessuno dei tre pilastri della sostenibilità. La pubblicazione di questi articoli si concentra nel triennio 2017-2020. Dal punto di vista metodologico, Ng *et al.* (2019) hanno utilizzato un framework molto specifico, denominato STARR (Systems Thinking Approach to Resource Recovery), pensato per il recupero sostenibile delle risorse e le strategie di valorizzazione delle stesse, che incorpora l'EC, l'ecologia industriale e il design per la sostenibilità. Un altro modello adottato è stato quello relativo alla Sustainability LCA, prevista nel progetto descritto da Toop *et al.* (2017). Khan e Kabir (2020) hanno adottato un'analisi multicriteriale per le decisioni e, grazie al coinvolgimento degli stakeholder, hanno individuato categorie e sub-categorie da considerare nell'analisi della sostenibilità. Infine, per ciascuna di queste categorie sono stati proposti indicatori di valutazione. Grippo *et al.* (2019) hanno svolto un'analisi multicriteriale secondo il metodo della combinazione lineare ponderata, identificando gli indicatori classificati secondo 5 criteri: tecnico, ambientale, circolarità, sociale e economico. L'obiettivo dello studio era quello di testare lo strumento di analisi multicriteriale al fine di fornire supporto alle autorità locali nella promozione della circolarità. Colley *et al.* (2020) hanno integrato a una Life Cycle Assessment alcuni indicatori di natura sociale e economica. Vaneekhaute *et al.* (2018) hanno condotto una valutazione multi-dimensionale della sostenibilità ambientale, economica e sociale in base al framework riportato in figura 1. Chen *et al.* (2017) non hanno descritto un framework specifico, ma hanno analizzato diversi aspetti riguardanti i tre pilastri della sostenibilità. Lybæk e Kjær (2019) hanno svolto un'analisi tecnico-energetico-ambientale attraverso interviste, includendo anche considerazioni sociali.

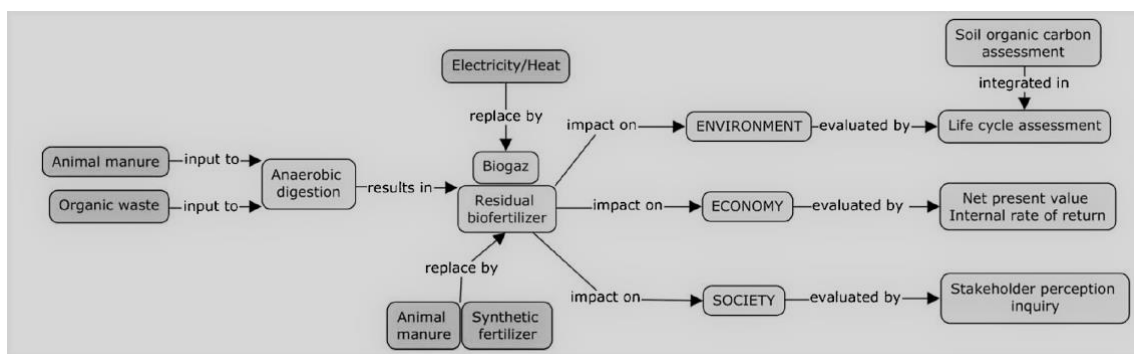


Figura 1: framework per la valutazione multicriteriale (Vaneekhaute *et al.*, 2018)

La maggior parte degli autori ha utilizzato i questionari per coinvolgere gruppi di stakeholder (Chen *et al.*, 2017; Vaneckhaute *et al.*, 2018; Grippo *et al.*, 2019; Lybæk e Kjær, 2019; Khan e Kabir, 2020). In particolare, Lybæk e Kjær (2019) hanno sottoposto questionari aperti e semi-strutturati rivolti agli agricoltori o ad altri esperti, insieme a visite sul campo. Vaneckhaute *et al.* (2018) hanno svolto, invece, interviste aperte individuali strutturate. Grippo *et al.* (2019) hanno utilizzato i sondaggi per identificare le sub-categorie dei criteri individuati.

Secondo Chojnacka *et al.* (2019) l'analisi multicriteriale per le decisioni è un approccio molto utilizzato nella valutazione della sostenibilità dei sistemi di generazione dell'energia e della gestione dei rifiuti. Questi autori sostengono che tale metodo potrebbe supportare le istituzioni ad ogni livello nella definizione di linee guida orientate al raggiungimento dei propri obiettivi di sviluppo sostenibile (Chojnacka *et al.*, 2019). Gli indicatori necessari alla valutazione, infatti, potrebbero essere selezionati attraverso due modalità: seguendo un approccio *top-down* (quindi proposti e applicati dai *policymaker*); oppure *bottom-up*, suggeriti da comunità locali o regioni (Khan e Kabir, 2020). Tuttavia, se da un lato il singolo punteggio si presta facilmente soprattutto nelle attività di scelta tra alternative possibili, dall'altro potrebbe rivelarsi non del tutto appropriato ad esprimere la complessità delle interrelazioni tra benefici economici, sociali e ambientali. Sarebbe necessario trattare con molta attenzione i dati e confrontarli con altri (Munier, 2005) per evitare errori sia in fase di scelta del framework di analisi, sia in fase di valutazione dei sistemi.

Durante l'analisi degli articoli, è stato osservato che il termine sostenibilità non è stato sempre interpretato in maniera univoca. In alcuni casi, infatti, veniva dichiarato di analizzare la sostenibilità nonostante mancasse uno dei tre elementi cardine della stessa. Lin *et al.* (2016), ad esempio, hanno utilizzato un'analisi con indicatori di tipo economico e ambientale. Tra gli obiettivi futuri è stato proposto di convertire tali indicatori in un unico "punteggio di sostenibilità", escludendo, dunque, il profilo sociale.

b. Misurazione della circolarità

Gli indicatori di circolarità riscontrati in questa analisi rientrano complessivamente nella categoria della misurazione della circolarità a livello micro, in cui l'attenzione è rivolta al prodotto, alla singola azienda o al consumatore (Kirchherr *et al.*, 2017). Sono stati riscontrati 12 indicatori distribuiti in 3 paper (Molina-Moreno *et al.*, 2017; Grippo *et al.*, 2019; Salguero-Puerta *et al.*, 2019) (tabella 1). Questi sono dedicati prevalentemente alla misurazione dell'aspetto energetico correlato alla produzione o all'utilizzo di biogas (Molina-Moreno *et al.*, 2017; Salguero-Puerta *et al.*, 2019) e del recupero di sostanza organica per uso agronomico (Molina-Moreno *et al.*, 2017; Salguero-Puerta *et al.*, 2019). Tutti gli indicatori, ad esclusione di uno, sono stati espressi in termini quantitativi. Nel restante caso (Grippo *et al.*, 2019) è stata presentata una misurazione semi-qualitativa dettata dalla scelta di effettuare una comparazione tra diverse alternative tecnologiche. Tali dati sono stati successivamente trasformati in valori numerici attraverso un processo di standardizzazione. La propensione a formulare dati quantitativi potrebbe rispondere all'esigenza delle organizzazioni di mostrare l'efficienza

della propria strategia in termini di riduzione degli impatti (Salomone *et al.*, 2019) o di utilizzo delle risorse. Nel caso specifico della rassegna, Molina-Moreno *et al.* (2017) hanno affermato di proporre questi indici con l'obiettivo di fornire strumenti in grado di misurare e migliorare la sostenibilità ambientale del settore di riferimento. Grippo *et al.* (2019) li hanno proposti insieme a un set più ampio di indicatori (tecnici, sociali, economici e ambientali) allo scopo di valutare l'efficacia dell'analisi multicriteriale come strumento di supporto alla promozione della circolarità. Salguero-Puerta *et al.* (2019) li hanno utilizzati per valutare l'efficienza della gestione dei rifiuti riguardo riduzione, riuso e riciclo. In tutti i lavori la misurazione della circolarità è finalizzata alla rilevazione delle performance ambientali; tale risultato trova conferma anche nello studio di Salomone *et al.* (2019). In nessun caso è stato fatto riferimento a linee guida specifiche per la definizione degli indicatori. Un'altra peculiarità di tali metodi di misurazione è quella di essere suggeriti come modelli di riferimento dello specifico settore economico in cui vengono applicati. A tal proposito, Molina-Moreno *et al.* (2017) hanno proposto il metodo adottato per valutare la performance del processo di trattamento del letame in allevamenti suini. In Salguero-Puerta *et al.* (2019), in cui viene studiata la gestione del rifiuto organico del campus dell'Università di Lome, vengono presentati degli indicatori allo scopo di accrescere la consapevolezza ambientale e di supportare le strategie di gestione del campus.

Tabella 1: indicatori di circolarità

Autore	Indicatore	Descrizione	
Molina-Moreno <i>et al.</i> (2017)	Indicatori di economia circolare per l' acqua	<i>Indicator of circular economy efficiency for water</i>	Fornisce informazioni sulla riduzione dell'utilizzo di acqua durante il trattamento del letame suino
		<i>Indicator of technologic al nutrient performanc e for water</i>	Fornisce informazioni sul volume di acqua che può essere recuperata e reintrodotta nel ciclo di trattamento del letame in base al volume del letame trattato
	Indicatori di economia circolare per il biofertilizzante	<i>Indicator of circular economy efficiency for the biofertilizer</i>	Fornisce informazioni sull'ottenimento di biofertilizzante grazie al trattamento del letame
		<i>Indicator of technologic al nutrient performanc</i>	Fornisce informazioni sulla quantità di biofertilizzante prodotto durante la fase di

Autore	Indicatore	Descrizione	
		<i>e for the biofertilizer</i>	trattamento del letame in base al volume del letame trattato
	Indicatori di economia circolare per il biogas	<i>Indicator of circular economy efficiency for biogas</i>	Fornisce informazioni sulla riduzione del consumo di gas naturale a fronte del trattamento del letame suino
		<i>Indicator of technological nutrient performance for the biogas</i>	Fornisce informazioni sul volume di biogas generato durante la digestione anaerobica in base al volume di letame trattato
	Riduzione delle emissioni CO₂		Riduzione delle emissioni di CO ₂ come conseguenza dell'applicazione dell'economia circolare
Gripo <i>et al.</i> (2019)	Materiali in output		Totale di output relativo al processo di produzione (materiale di rifiuto)
	Emissioni in output		Totale emissioni del processo di produzione (incluso i trasporti)
Salguero -Puerta <i>et al.</i> (2019)	Indicatore di efficienza dell'economia circolare per il compost		Fornisce informazioni sulla valorizzazione delle sostanze organiche
	Indicatore di efficienza dell'economia circolare per il biogas		Fornisce informazioni sulla valorizzazione energetica dei rifiuti biodegradabili. Indica il volume di biogas generato per kg di rifiuto organico
	Indicatore di efficienza dell'economia circolare per l' uso		Fornisce informazioni su quanta energia prodotta da fonti non rinnovabili può essere sostituita da quella proveniente dal biogas

Autore	Indicatore	Descrizione
	energetico del biogas	

c. Discussione dei risultati

Le pubblicazioni analizzate si distribuiscono in un arco temporale di circa tre anni, esattamente tra il 2017 e marzo 2020 (fig. 2). La distribuzione degli articoli negli anni sembra mostrare un trend in crescita dal 2018, sebbene sarebbe opportuno poter disporre di un intervallo temporale più ampio per averne conferma.

Negli articoli esaminati, i termini “sostenibilità” ed “economia circolare” non sono sempre identificati in maniera univoca, pertanto i criteri scelti per la loro valutazione/misurazione possono differire tra loro. Gli articoli che trattano la sostenibilità includendo gli aspetti economici, sociali e ambientali sono 8, mentre quelli che propongono specifici indicatori di circolarità sono 3. La maggiore differenza tra le due tipologie di analisi sembra essere legata alla loro natura dimensionale; gli indicatori di circolarità sono strettamente legati al profilo ambientale, mentre quelli di sostenibilità forniscono informazioni anche sull’aspetto economico e sociale. Dall’analisi non è emerso un particolare framework condiviso tra i vari lavori, anche se alcune scelte sono state adottate da più di un autore. Nel caso delle analisi di sostenibilità, ad esempio, lo *stakeholder engagement*, seppur con differenze nell’applicazione, è stato utilizzato frequentemente; nel caso della misurazione della circolarità, invece, sono stati proposti principalmente indicatori sul livello di recupero energetico e di riutilizzo del materiale organico.

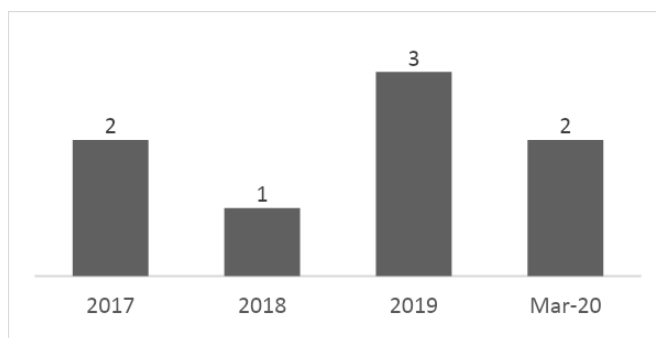


Figura 2: Distribuzione temporale degli articoli selezionati

4. Conclusioni

In questo articolo sono stati illustrati i risultati preliminari di una rassegna della letteratura avente l’obiettivo di identificare e classificare gli indicatori e le metodologie adottate nella valutazione della sostenibilità e nella misurazione

della circolarità dei processi di digestione anaerobica. I risultati hanno mostrato come non sempre sostenibilità e circolarità coincidono; a conferma di ciò, le modalità di analisi differiscono tra loro. Infatti, difficilmente vengono presentati obiettivi o modalità di misurazione analoghi. Per agevolare le analisi nelle attività di produzione del biogas sarebbe utile poter disporre di linee guida condivise, a supporto dell'individuazione della metodologia più opportuna in base agli obiettivi prefissati. La definizione dell'obiettivo, come noto, rappresenta una fase di rilievo, sia *ex ante* (identificazione dell'opzione preferibile), sia *ex post* (valutazione della scelta effettuata) poiché essa influisce sia sui risultati da perseguire, sia sui mezzi attraverso i quali giungervi. Eppure, a volte, durante tale fase, si tende a sottintendere che pratiche circolari siano anche sostenibili o che pratiche sostenibili rispettino pedissequamente il principio di circolarità. Seppur queste affermazioni possano trovare conferma in linea teorica, nella pratica potrebbero verificarsi casi in cui l'opzione più sostenibile non sia necessariamente anche quella più circolare. Pertanto, si vuol suggerire una differente interpretazione dei due concetti: la circolarità non dovrebbe rappresentare l'obiettivo che muove una scelta ma soltanto uno dei mezzi attraverso i quali raggiungere la sostenibilità, effettivo scopo da perseguire.

5. Bibliografia

Cecchi, F, Cavinato, C, 2019. Smart approaches to food waste final disposal. Int. J. Env. Res. Pub. He. 16, 2860.

Chen, L, Cong, RG, Shu, B., Mi, ZF, 2017. A sustainable biogas model in China: The case study of Beijing Deqingyuan biogas project. Renew. Sust. Energ. Rev. 78, 773–779.

Colley, T, Birkved, M, Olsen, S, Hauschild, M, 2020. Using a gate-to-gate LCA to apply circular economy principles to a food processing SME. J. Clean. Prod. 251, 119566.

EBA, 2020. EBA Statistical report 2019: European Overview, viewed 22 July 2020, <<https://www.europeanbiogas.eu/eba-statistical-report-2019-european-overview/>>.

Geissdoerfer, M, Savaget, P, Bocken, NMP, Hultink, JE, 2017. The circular economy – a new sustainability paradigm? J. Clean. Prod. 143, 757–768.

Grippio, V, Romano, S, Vastola, A, 2019. Multi-criteria evaluation of bran use to promote circularity in the cereal production chain. Nat. Resour. Res. 28(S1), S125-S137.

Kapoor, R, Ghosh, P, Kumar, M, Sengupta, S, Gupta, A, Kumar, SS, Vijay, V, Kumar, V, Kumar Vijay, V, Pant, D, 2020. Valorization of agricultural waste for biogas based circular economy in India: A research outlook. Bioresour. Technol. 304, 123036.

Khan, I, Kabir, Z, 2020. Waste-to-energy generation technologies and the developing economies: A multi-criteria analysis for sustainability assessment. Renew. Energy. 150, 320-333.

- Kirchherr, J, Reike, D, Hekkert, M, 2017. Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resour. Conserv. Recy.* 127, 221-232.
- Lin, Y, Guo, M, Shah, N, Stuckey, D, 2016. Economic and environmental evaluation of nitrogen removal and recovery methods from wastewater. *Bioresour. Technol.* 215, 227–238.
- Lybæk, R, Kjær, T, 2019. Pre-assessment of the circular economic benefits and challenges of biogas production in Denmark when utilizing sand bedding in dairy cow stables. *J. Clean. Prod.* 219, 268-277.
- Molina-Moreno, V, Leyva-Díaz, J, Llorens-Montes, F, Cortés-García, F, 2017. Design of indicators of circular economy as instruments for the evaluation of sustainability and efficiency in wastewater from pig farming industry. *Water.* 9, 653.
- Ng, K, Yang, A, Yakovleva, N, 2019. Sustainable waste management through synergistic utilisation of commercial and domestic organic waste for efficient resource recovery and valorisation in the UK. *J. Clean. Prod.* 227, 248-262.
- Salguero-Puerta, L, Leyva-Díaz, J, Cortés-García, F, Molina-Moreno, V, 2019. Sustainability indicators concerning waste management for implementation of the circular economy model on the University of Lome (Togo) campus. *Int. J. Env. Res. Pub. He.* 16, 2234.
- Salomone, R, Ross, LE, Mondello, G, Reyes, T, 2019. Life Cycle Assessment for measuring Circular Economy at company level: is it suitable?, in: Arcese, G, Cellura, M, Cortesi, S, Cutaia, L, Lucchetti, MC, Mancuso, E, Mistretta, M, Montauti, C, Scalbi, S (Eds), "Il Life Cycle Thinking a supporto delle strategie di mitigazione e adattamento ai cambiamenti climatici" XIII Convegno della Rete Italiana LCA. Roma, Italy, 13-14 Giu.
- Sherwood, J, 2020. The significance of biomass in a circular economy. *Bioresour. Technol.* 300, 122755.
- Toop, TA, Ward, S, Oldfield, T, Hull, M, Kirby, ME, Theodorou, MK, 2017. AgroCycle – developing a circular economy in agriculture. *Energy Procedia.* 123, 76-80.
- Vaneckhaute, C, Styles, D, Prade, T, Adams, P, Thelin, G, Rodhe, L, Gunnarsson, I, D'Hertefeldt, T, 2018. Closing nutrient loops through decentralized anaerobic digestion of organic residues in agricultural regions: A multi-dimensional sustainability assessment. *Resour. Conserv. Recy.* 136, 110–117.
- Vanhamäki, S, Virtanen, M, Luste, S., Manskinen, K, 2020. Transition towards a circular economy at a regional level: A case study on closing biological loops. *Resour. Conserv. Recy.* 156, 104716.

Comparative LCA of fossil fuels and biofuels use for transportation – A literature review

Andrea Nobili, Giovanni Dotelli

Politecnico di Milano, Department of Chemistry, Materials and Chemical Engineering “Giulio Natta”

Email: andrea.nobili@polimi.it

Abstract

This literature review investigates LCA studies carried out by different authors to evaluate the environmental impact of the use of traditional fossil fuels compared to the use of biofuels in the transport sector. The global warming potential of the studied fuels is analysed along with other impact categories such as acidification and human toxicity potentials. In general, biofuels are beneficial with respect to fossil fuels as regards greenhouse effect, since they are produced from vegetable systems that have assimilated CO₂. However, the use of fertilizers and land areas, not needed for fossil fuels production, represent some of the main drawbacks of biodiesel and bioethanol life cycle. Both the similarities and differences among the results of the different LCA studies analysed are discussed in order both to highlight the most critical features that arise by comparing the environmental impact of traditional and alternative liquid fuels, and to assess if biofuels are an effective and sustainable alternative to diesel and gasoline for transportation in the next years.

1. Introduction

Transport sector has a tremendous impact on greenhouse gas emissions, since it consumes almost one third of the total annual energy produced worldwide, which, in turn, comes mainly from liquid fossil fuels (BPSTATS, 2019). Motor gasoline remains the largest transportation fuel, even if its share of total transportation energy consumption should decrease from 39% in 2012 to 33% in 2040, according to the IEO2016 projection. In the same period, the total transportation market share of diesel fuel should decline from 36% to 33% (EIA, 2016). Indeed, the transition to a more sustainable and low-carbon mobility is mandatory to reach the main goal set in 2015 with the Paris Agreement, namely, to limit temperature increase to 1.5 °C and mitigate climate change (Erickson, 2017). This transition is based on the gradual replacement of vehicles fuelled by gasoline and diesel with those fuelled by alternative fuels such as bioethanol and biodiesel, or with hybrid and electric vehicles.

Biodiesel and bioethanol represent the typical alternative fuels for diesel and gasoline, respectively, since they can be directly used in already existing diesel and Otto engines as pure liquid fuels or blended with traditional fuels. Briefly, biodiesel, obtained from vegetable oils through transesterification process, has a

higher density and a greater cetane number than commercial diesel oil. Also, since it contains very small amounts of phosphorus and sulphur, SO_x emissions from biodiesel combustion are negligible. Moreover, no aromatic compounds are present in biodiesel, limiting its carcinogenic impact (Boheman et al., 2005). On the other hand, bioethanol is typically produced from raw materials rich of sugar, i.e. sugar beets and sugarcane, or starch, i.e. potatoes and cereals. The process of bioethanol production from biomass includes several steps, such as feedstock production, milling, saccharification, fermentation, distillation and dehydration, that largely depend on the type of feedstock. Bioethanol has a low vapor pressure, lower than that of gasoline, guaranteeing fewer evaporative emissions. Since average biofuels composition has a considerable amount of oxygen, their heating value is lower than that of fossil fuels. However, due to the presence of oxygen atoms, the octane number of bioethanol is higher than the one of gasoline, leading to a larger anti-knocking property of the biofuel and preventing mechanical and thermal loads on the engine (Mi and Jotanovi, 2015).

The global supply of biofuels has increased by 4% from 2012 to 2015. Brazil and United States produced approximately 70% of the global biofuels supply, consisting primarily of sugarcane-based and corn-based ethanol, respectively. On the other hand, European Union focused on biodiesel from oil waste and fats, soybean, rapeseed and palm oil. In Asia, the biofuel feedstock is centred on sugarcane, corn and wheat (Souza et al., 2018). Therefore, it is evident the ever-growing interest in the use of biofuels worldwide, even if there is a still open debate about the effectiveness of their exploitation for replacing traditional fuels. For instance, a question not yet solved regards the effects of land use change (LUC) on impact assessment of biofuels, and even worst is the inclusion or not of the indirect land use change (iLUC) (Sumfleth et al., 2020). Moreover, the use of fertilizers and the need of new infrastructures suitable to produce a large quantity of biofuels might represent a serious drawback for their exploitations.

In this context, the here presented work consists in a short literature review of comparative LCA studies focused on the environmental impact of different liquid fuels, with the aim of evaluating the actual potential of biofuels to become a sustainable alternative to fossil fuels.

2. LCA studies selection

In principle, performing a consistent comparison requires that all the selected LCA studies have similar goal and scope, functional unit, system boundaries, co-product allocation method and are carried out through the same methodology.

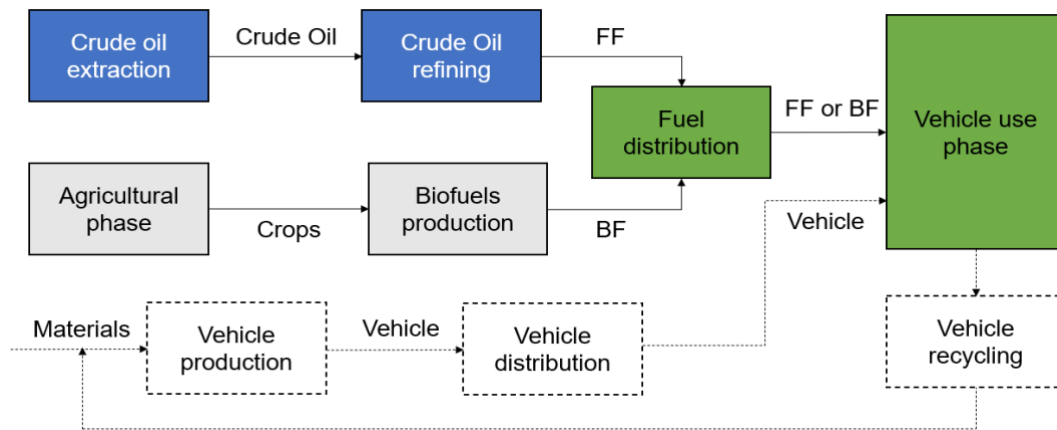


Figure 1: system boundaries of the selected LCA studies (Souza et al., 2018; Nanaki and Koroneos, 2012; De Nocker et al., 1998; Hou et al., 2011). FF indicates fossil fuels (diesel and gasoline); BF indicates biofuels (biodiesel and bioethanol). Dashed lines and blocks represent flows and processes considered only in (Souza et al., 2018)

In this literature review, four comparative LCA studies based on a cradle-to-grave attributional analysis on fossil fuels and biofuels are selected (Souza et al., 2018; Nanaki and Koroneos, 2012; De Nocker et al., 1998; Hou et al., 2011). These LCA studies were carried out with the goal of comparing the environmental performances of different type of fuels used in a “typical” middle-size vehicle, here considered as a vehicle able to use both fossil fuels and biofuels. The system boundaries considered in the four studies are similar, as schematized in Figure 1.

3. Environmental impact of biofuels and fossil fuels

3.1 Bioethanol vs gasoline

First of all, the comparative LCA study carried out by Souza in (Souza et al., 2018) is selected in order to assess the environmental impacts of gasoline and bioethanol from sugarcane used to run 1 km with a middle-size car in Brazil, by considering the cradle-to-grave product system shown in Figure 1. The analysis was conducted in accordance with the ISO 14040 standard (ISO 14040, 2006). Several impact categories were evaluated for three different scenarios:

- Scenario 1 consists in the use of internal combustion engine vehicle fuelled by gasoline.
- Scenario 2 consists in the use of internal combustion engine vehicle fuelled by a mixture of bioethanol (43.75%) and gasoline (56.25%).
- Scenario 3 consists in the use of internal combustion engine vehicle fuelled by bioethanol.

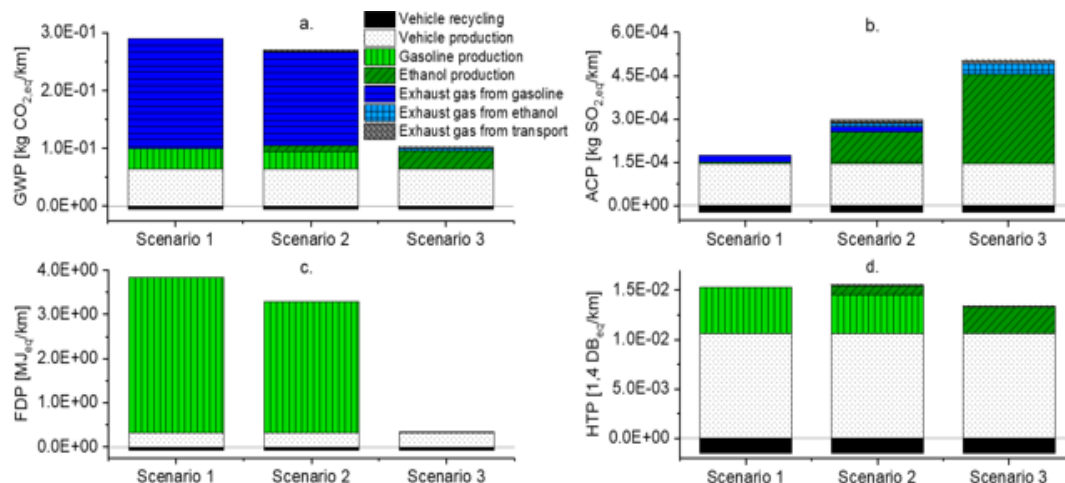


Figure 2: environmental and health impacts for the three different scenarios considered: a. Global Warming Potential (GWP); b. Acidification Potential (ACP); c. Fossil Fuel Depletion Potential (FDP); d. Human toxicity Potential (HTP). Adapted from (Souza et al., 2018)

In the life cycle inventory (LCI) carried out for gasoline production, inputs associated to facilities such as manufacturing, machinery and buildings were not included. On the other hand, in the agricultural phase of bioethanol life cycle, the use of fuels, fertilizers, herbicides, insecticides, lime and seeds is considered, as well as bioethanol production process, including sugarcane milling, juice clarification and treatment, fermentation, distillation, purification of ethanol and generation of steam and electricity used in the mill. The data used for the LCI of electricity production are retrieved from the Ecoinvent database.

The first impact category here analysed is global warming potential (GWP). The best environmental score is reached by Scenario 3 ($9.72E-02$ kg CO_{2eq}/km), even considering the whole CO₂ emissions of the sugarcane chain for bioethanol production. On the contrary, the worst case is represented by Scenario 1 ($2.91E-02$ kg CO_{2eq}/km) where pure gasoline is used, because of the large amount of CO₂ emitted from gasoline combustion. Indeed, the exhaust gases from gasoline are responsible for 65% and 60% of the total GWP impact of Scenario 1 and Scenario 2, respectively, as shown in Figure 2.a. Therefore, it is evident that the more the gasoline content in the fuel, the more the CO_{2eq}/km emissions. On the contrary, exhaust gases from ethanol have no relevance concerning greenhouse gas emissions. As regards vehicle production, it has a not negligible role in the total GWP impact; however, since it was assumed to use the same vehicle for the different fuels, the CO_{2eq}/km emissions related to this process does not vary in the three scenarios considered. For the same reason, the impact of vehicle production process is the same in the three scenarios for all the other impact categories analysed. It should be noted that the sequence order of the environmental performance of GWP is the same for fossil fuels impact potential (FDP), as shown in Figure 2.c, since FDP refers to the use of non-renewable fuels such as petroleum, coal or natural gas during the life cycle of a product.

Therefore, the use of pure fossil fuel in Scenario 1 leads, again, to the worst result ($3.77\text{E-}01 \text{ MJ}_{\text{eq}}/\text{km}$), followed by Scenario 2 ($3.22\text{E-}01 \text{ MJ}_{\text{eq}}/\text{km}$). Conversely, the renewable fuel used in Scenario 3 has a very high output-input energy ratio, which leads to the lowest FDP impact ($2.57\text{E-}01 \text{ MJ}_{\text{eq}}/\text{km}$). However, ethanol production has a not negligible relative impact in this scenario, because of the diesel consumption in the agricultural phase.

Another impact category analysed is acidification potential, which derives from acidifying pollutants such as NH_3 , NO_2 , NO_x and SO_x reaching the atmosphere and reacting with water vapor to form acids. Figure 2.b shows the acidification potential of the three scenarios along with the relative impact of each process considered in the fuels life cycle. The worst case is represented by Scenario 3 ($4.81\text{E-}04 \text{ kg SO}_{2\text{eq}}/\text{km}$). This behaviour is mainly due to the use of fertilizers and phosphate chemical products in the agricultural stage of the sugarcane production and because of acidifying substances emissions in the sugarcane bagasse combustion. Acidifying emissions are also related to combustion of fossil fuels, indeed the exhaust gases from gasoline are responsible for 11% of the total acidifying emissions in Scenario 1, while ACP related to fuel transportation is negligible. It should be noted that the vehicle production process is responsible for a major portion of the ACP impact category, because of the large consumption of metals, plastics and rubber contained in the vehicle body shell.

Finally, human toxicity potential (HTP) is investigated. It represents potential impacts on human health due to the emissions into the atmosphere of toxic species like benzene, dioxins, polycyclic aromatic hydrocarbons and particulate matter. Figure 2.d shows the potential impacts of vehicle technologies on HTP in terms of $\text{kg 1.4 dichlorobenzene equivalents per kilometre driven}$. Scenario 3 presents the best environmental result for the HTP impact category ($1.19\text{E-}02 \text{ kg 1.4 DB}_{\text{eq}}/\text{km}$), followed by the Scenario 2 ($1.40\text{E-}02 \text{ kg 1.4 DB}_{\text{eq}}/\text{km}$) and Scenario 1 ($1.43\text{E-}02 \text{ kg 1.4 DB}_{\text{eq}}/\text{km}$). The vehicle production was found to contribute more than other processes to HTP due to toxic substances emissions. The ethanol production has a huge contribution to this category of impact for Scenario 3 due to the use of herbicides, pesticides and fertilizers in the agricultural activities. The exhaust gases emissions to air have low contribution to this category of impact, with a maximum around of 1%. The large amount of energy and materials saved by vehicle recycling and battery recycling will therefore significantly decrease emissions of substances that are harmful to human health, contributing to reduce by 10% in average the HTP.

3.2 Biodiesel vs diesel

On the other hand, the comparative LCA studies performed by De Nocker (De Nocker et al., 1998) and more recently by Hou (Hou et al., 2011) were selected in order to investigate the environmental impacts of biodiesel from biodiesel and diesel oil, required to drive 100 km in Belgium and to use 1 MJ of fuel in China, respectively. Similarly to the previous work analysed, these studies were carried out according to the ISO 14040 standard series (ISO 14040, 1997; ISO 14040, 2006), by considering the same system boundaries from the extraction of raw materials up to the combustion of the fuels in the car engine. Vehicle production

and final transportation to the fuel station are not considered because the average distance and the means of transportation are the same for both fuels, while all other intermediary transportation steps are included. The main impact categories evaluated for the selected biofuels compared to diesel oil are reported in Figure 3, where the fuel with the highest contribution to a specific environmental burden is indicated with the 100% bar.

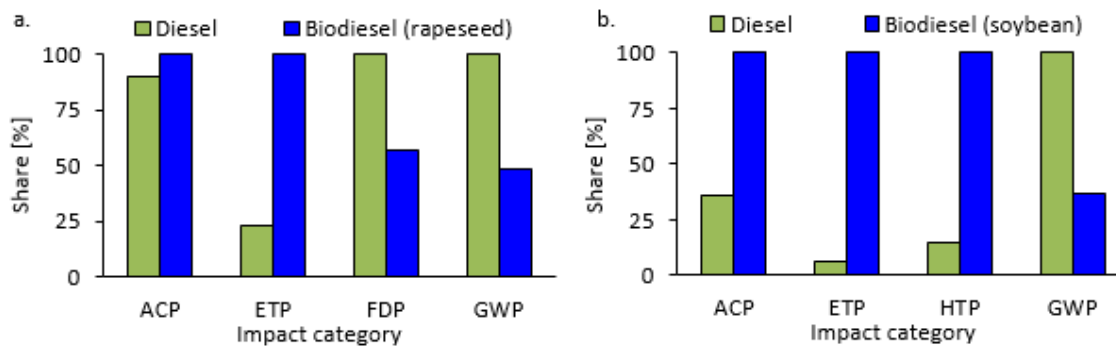


Figure 3: comparison between the environmental impacts of diesel and biodiesels adapted from a: (De Nocker et al. 1998) and b: (Hou et al., 2011). ACP: Acidification Potential; ETP: Eutrophication Potential; FDP: Fossil Fuels Depletion Potential; HTP: Human Toxicity Potential; GWP: Global Warming Potential

The different feedstock-based biodiesels (and diesel oil itself), functional unit, specific processes and updated standards considered lead unequivocally to quantitative discrepancies in the results of the two studies. Nevertheless, it is possible to identify some analogies, such as the better score of biodiesels for GWP, since both soybean and rapeseed assimilates CO₂ during their growth, and their worse performances compared to diesel for ACP and ETP. This is due the use of fertilizers and herbicides employed in the agricultural phase, as shown in Figure 4, that provides an overview of the relative contribution of the different life cycle stages of biodiesel to the different impact categories considered. Firstly, it can be observed that the agricultural processes of the biodiesel chain contribute significantly to all impact categories. More specifically, the production and the use of fertilizers has an important contribution to greenhouse effect, while the crops growing process is responsible for almost 70% of biodiesel eutrophication load. Also, the use in the engine has a much larger impact to ACP and ETP rather than to GWP. Further comparisons between the results of the two studies become difficult and speculative, also because of the different specific processes classified to assess the environmental profile of the two biodiesels. For instance, the environmental loads of heat and power production (H&P) processes are classified only in (Hou et al., 2011). However, since they are almost fully related to oil extraction and esterification (O&E) processes according to the data of inputs in (Hou et al., 2011), it may be reasonable to compare H&P to O&E, which instead are accounted for in (De Nocker et al., 1998). Consistently, the sum of the contribution of H&P represents ~25-30% of the GWP, ~7% for ACP and ~2% for

ETP in the case of soybean-based rapeseed, just like that of O&E in the case of rapeseed-based oil. On the other hand, no comparisons can be accomplished for FDP and HTP considered only in (De Nocker et al., 1998) and (Hou et al., 2011), respectively. As shown in Figure 3, FDP of rapeseed-based biodiesel is lower than that of diesel since it is only related to the use of fossil fuel in the agricultural and production phases, while is null by definition when biodiesel is used in the engine. Conversely, the worse score of soybean-based biodiesel for HTP is due not only to chemicals production and use, not needed in the life cycle of fossil diesel, but also to steam and electricity production from coal combustion, which occupies a dominant role in primary energy supply in China and discharges much more heavy metals and hydrogen fluoride compared to oil.

It is interesting to compare the results of (De Nocker et al., 1998) with those obtained in (Nanaki and Koroneos, 2012), that considered the same functional unit, i.e. 100 km driven by a middle-size car, and very similar system boundaries, as schematized in Figure 1. The recycling and valorisation of by-products from transesterification, i.e. glycerol, is also considered, unlike the previous studies analysed.

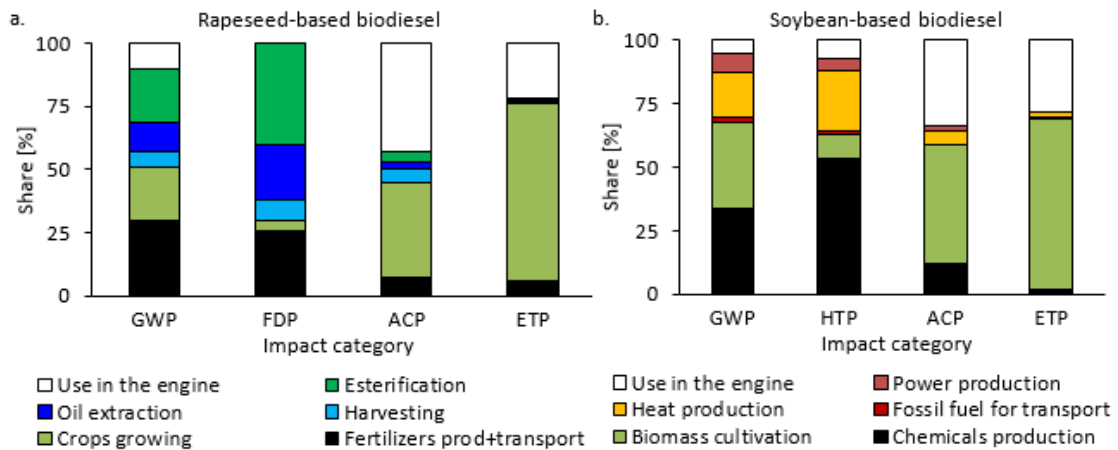


Figure 4: environmental profile of biodiesels. Adapted from a: (De Nocker et al. 1988); b: (Hou et al., 2011)

The methodology used to carry out the analysis is the same in the two LCA comparative studies. Biodiesel from rapeseed is again the selected alternative fuel to diesel and its environmental performances are also compared to the ones of gasoline. Different engines and thus vehicles must be considered, in principle, when comparing the use of diesel with gasoline. However, it is assumed that the production process of a vehicle fuelled by diesel or biodiesel has a similar impact than that of a vehicle fuelled by gasoline.

The environmental burdens of the different automotive fuels evaluated in (Nanaki and Koroneos, 2012) are reported in Figure 5. Again, the fuel with the highest contribution to a specific environmental effect is indicated with 100% bar.

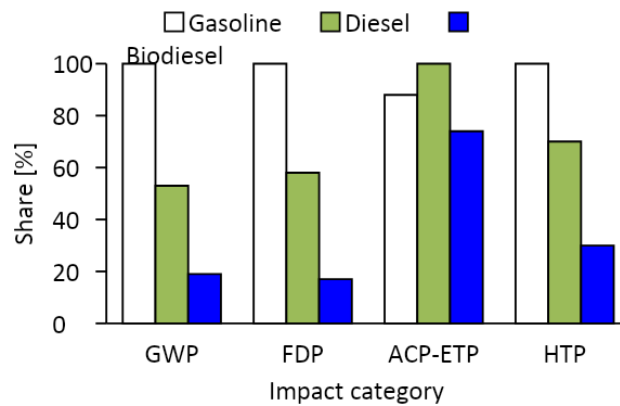


Figure 5: comparison of impact categories of different fuels. Adapted from (Nanaki and Koroneos, 2012)

The better score reached by biodiesel for global warming (GWP) and fossil fuels (FDP) potentials with respect to diesel agrees with the results obtained in (De Nocker et al., 1998). However, Nanaki (Nanaki and Koroneos, 2012) computed a better score of biodiesel also for acidification-eutrophication potential (ACP-ETP), unlike De Nocker (De Nocker et al., 1998). This difference can be attributed to the fact that only in (Nanaki and Koroneos, 2012) the valorisation of glycerol as by-product is taken into account. Expanding the comparison to gasoline, it is observed that gasoline has an impact higher than diesel in terms of global warming and fossil fuels potentials, because of the higher emissions of CO₂ (16.6 kg/100km for gasoline and 13.4 kg/100 km for diesel). Conversely, NO_x emissions are higher if diesel (25.6 mg/100km) is used instead of gasoline (10.2 mg/100km). Higher NO_x emissions from diesel combustion also bring to worse inorganic respiratory effects than gasoline. However, the much larger emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons due to gasoline combustion lead to the corresponding higher human health potential compared to diesel.

4. Discussion of the results

The results of the different LCA studies analysed pointed out the benefits of using bioethanol instead of gasoline as well as biodiesel instead of diesel in terms of global warming potential (GWP) and fossil fuels potentials (FPD). On the other hand, the agricultural phase necessary to grow and harvest biofuels leads to worse biofuels scores in human health (HTP) acidification (ACP) and eutrophication (ETP) potentials because of the use fertilizers and herbicides.

However, comparing and generalizing the global environmental impact of different fuels is a very difficult task, since it intrinsically implicates subjective evaluations. In this context, one of the most critical aspect of a comprehensive

comparison between different products is the normalization and weighting procedures adopted, which can lead to completely different results, as shown in Figure 6. In (De Nocker et al., 1998), the environmental profile of the two compared fuels is normalized to the total impact of all Belgium economic activities in 1997 and the weighting was carried out by considering only the greenhouse effect, acidification, eutrophication, while no details about the normalization and weighting procedures adopted are provided in (Nanaki and Koroneos, 2012). The better score computed for diesel compared to biodiesel in (De Nocker et al., 1998) could be explained by the fact that two of the three impact categories weighted mostly depend on the agricultural phase, that is present only in biodiesel life cycle. Since the impact categories selected for the weighting in the two comparative LCA are different, it is reasonable to compute such different results.

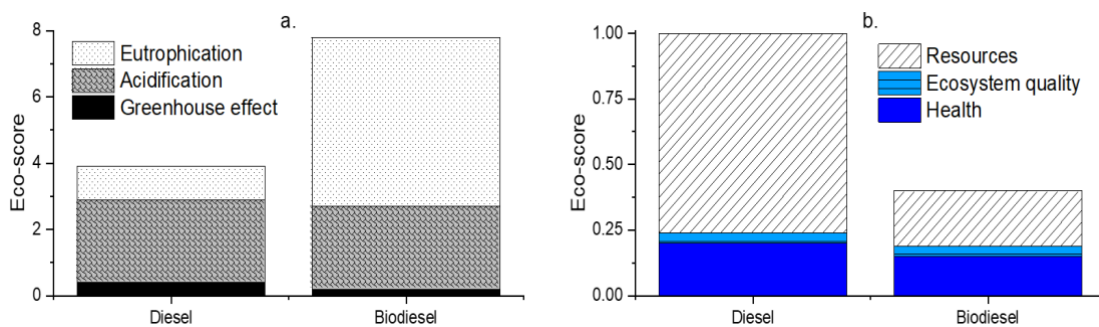


Figure 6: environmental impact after weighting in a.(De Nocker et al., 1998); b.(Nanaki and Koroneos, 2012)

Concerning biofuels, their environmental impact depends on several factors, like the raw materials used, the type of soil and weather. Additionally, other significant factors are the past land-use, the production of by-products, the technological process path as well as the relative use of the end fuel either in a mixed or in a pure mode. For instance, a limit of the comparative LCA studies here analysed, hence of this report itself, is that land use change is not accounted for. As highlighted by Hou et al., it may be a source of significant additional greenhouse gases emissions from soils. According to (Fargione et al., 2009) LUC and iLUC in the life cycle of biofuels may be responsible of much more CO₂ emissions than CO₂ reduction owing to displacing fossil fuels with biofuels.

Finally, it must be mentioned that if the life cycle assessment for a specific product is extended also to the social (S-LCA) or economic (LCC) life cycle assessments, the results in terms of most sustainable product final use can vary. As an example, the results of the case study analysed in (Sobrino et al., 2011) about the evaluation of the potential applications of citrus waste show that producing electricity is more convenient than producing bioethanol, since the first process saves more oil and is more profitable from the economic point of view than producing the biofuel.

5. Conclusions

In this literature review we investigated the environmental impact of biofuels compared to traditional fuels used in the transport sector, which has been dominated by diesel and gasoline in the last decades, comparing LCA studies with similar features. They were all carried out with ISO 14040 standard series and by considering a cradle-to-grave product system. Specifically, raw material extraction, fuel production and use in the car engine were considered in the life cycle of the fuels analysed. The related results show that biofuels are beneficial with respect to fossil fuels as regards greenhouse effect, since produced from vegetable systems that have assimilated CO₂. Also, the computed human health potential of gasoline and diesel was higher than that related to bioethanol and biodiesel, respectively. This is mainly due to the lower emissions of carcinogenic compounds coming from biofuels production. However, the use of fertilizers and herbicides used in the agricultural phases in the biofuels life cycle makes the acidification and eutrophication potentials of bioethanol and biodiesel higher than that of the corresponding fossil fuel. Therefore, reducing the environmental impact related to crops cultivation while developing new technologies aimed to transform agricultural and food wastes into renewable fuels on an industrial scale, will definitively make biofuels an effective and sustainable alternative to fossil fuel in the future.

6. References

- Boehman, A.L, Song, J, Alam, M, 2005. "Impact of Biodiesel Blending on Diesel Soot and the Regeneration of Particulate Filters." *Energy & Fuels* 19 (5): 1857–64.
- BPSTATS. 2019. "BP Statistical Review of World Energy Statistical Review of World, 68th Edition." *The Editor BP Statistical Review of World Energy*, 1–69.
- Energy Information Administration (EIA). 2016. "Transportation Sector Energy Consumption." *International Energy Outlook 2016*: 127–37.
- Erickson, L.E, 2017. "Reducing Greenhouse Gas Emissions and Improving Air Quality: Two Global Challenges." *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 36 (4): 982-8.
- Fargione, J, Hill, J, Tilman, D, Polasky, S, Hawthorne, P, 2009. "Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt." *Science* 319: 1235-7.
- Hou, J, Zhang, P, Yuan, X, Zheng, Y, 2011. "Life cycle assessment of biodiesel from soybean, jatropha and microalgae in China conditions." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15: 5081-91.
- ISO 14040, 1997. Environmental Management- Life Cycle Assessment-Principles and Framework. International Organization for Standardization, Geneva.
- ISO, 2006a. International Standards Organization. Environmental Management

e Life Cycle Assessment e Principles and Framework. ISO 14040, Geneva, Switzerland, 2006.

Mi, V, Jotanovi, M, 2015. "Biodiesel as Fuel for Internal Combustion Engines." *56*: 403-8.

Nanaki, E.A, Koroneos, C.J, 2012. "Comparative LCA of the Use of Biodiesel, Diesel and Gasoline for Transportation." *Journal of Cleaner Production* 20 (1): 14–19.

Nocker, L, Spirinckx, C, Torfs, R, 1998. "Comparison of LCA and External-Cost Analysis for Biodiesel and Diesel." *2nd International Conference LCA in Agriculture, Agro-Industry and Forestry*, 1–10.

Sobrino, F. H, Monroy, C. R, Pérez, J. S. H, 2011. "Biofuels and Fossil Fuels: LCA Optimisation through Productive Resources Maximisation." *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 15 (6): 2621–28.

Souza, L.L, Lora, E.E.S, Palacio, J.S.E, Rocha, M.H, Renó, M.L.G, Venturini, O.J, 2018. "Comparative Environmental LCA of Conventional Vehicles with Different Fuel Options, Plug-in Hybrid and Electric Vehicles for a Sustainable Transportation System in Brazil." *Journal of Cleaner Production* 203: 444–68.

Sumfleth, B, Majer, S, Thän, D, 2020. "Recent Developments in Low iLUC Policies and Certification in the EU Biobased Economy." *Sustainability* 12 (19): 8147.

Life cycle inventories for modelling the production of battery electric vehicles in the European life cycle assessment studies

Stefano Puricelli¹, Benedetta Marmiroli¹, Mario Grosso¹, Paco Melià²

¹ Politecnico di Milano, DICA, Piazza Leonardo Da Vinci 32,
20133 Milano, Italy

² Politecnico di Milano, DEIB, Via Ponzio 34/5, 20133 Milano, Italy

Email: stefano.puricelli@polimi.it

Abstract

Battery electric vehicles are expected to reduce greenhouse gas emissions of road transport. Along with the development of the electric mobility, life cycle assessments are increasingly carried out and published with the aim to evaluate the environmental impacts of battery electric vehicles. This review analysed 15 European life cycle assessments to investigate which data referring to the production stage are most commonly used in the literature and which data are the most recent. Data sources focusing on battery manufacturing are many and regularly revised. In contrast, data sources focusing on the rest of the vehicle are fewer and often based on data from traditional internal combustion engine vehicles integrated with data on the electric components.

1. Introduction

In 2017, road transport was responsible for 72% of GHG emissions from transport in the European Union (EU), with passenger cars contributing to 44% (EEA, 2019). Among the different measures put in place by the EU to contrast climate change, the Regulation 2019/631 set an ambitious target: to limit the average CO₂ emissions of new passenger cars to a maximum of 95 gCO₂/km by 2021, intended as the fleet average for each car company (European Parliament and Council of the European Union, 2019). Additionally, the EU already set the 2025 and the 2030 targets, i.e. a reduction of 15% and 37.5%, respectively, of the 2021 fleet CO₂ emissions. For manufacturer groups, the most common strategy to lower the average emissions of their fleet is its electrification, although collaborative efforts with oil & gas companies are taking place in order to develop new-generation fuels. The current typologies of electric vehicles (EVs) are: hybrid EVs (HEVs), plug-in hybrid EVs (PHEVs), range-extended EVs (REEVs), battery EVs (BEVs), and fuel-cell EVs (FCEVs). Almost all manufacturer groups have been announcing new EVs models or electrified versions of older models. In 2021, the EU carmakers are expected to offer 92 BEV and 118 PHEV models (T & E, 2019). Regarding the last data about new passenger car registrations in the EU in 2018, the market share of HEVs was 3.8%, whereas the market share of electrically-chargeable vehicles was 2.0% (ACEA, 2019a). Besides their potentially huge contribution in decreasing GHG emissions compared to conventional powertrains, BEVs and FCEVs also improve the local air quality

(more than HEVs, PHEVs, and REEVs, which are not zero-emissions vehicles). This review is focused on passenger BEVs only, because BEVs are the natural evolution of hybrid EVs and a relatively mature technology, not like FCEVs which are still a niche (ACEA, 2019b).;

Due to the development of electric mobility, several life cycle assessments (LCA) have been recently carried out and published. Their main aim is to evaluate the environmental impacts of BEVs and to compare them with those of ICEVs (internal combustion engine vehicles). The majority of LCAs suggests that BEVs emit lower life-cycle GHG emissions with respect to conventional ICEVs, except where electric energy is produced from coal or energy mixes largely based on fossil sources (EEA, 2018; Hawkins et al., 2012; Nordelöf et al., 2014). On the other hand, recent studies showed that even a BEV driven in Poland, a country with a high share of coal-derived electricity, causes a lower impact on the climate change than an ICEV (Burchart-Korol et al., 2018; Messagie, 2017). Although this conclusion is becoming consolidated in the literature, it is necessary to continuously evaluate and compare the electric mobility with any other propulsion technology (biofuels, e-fuels, hydrogen, etc.) without preconceptions. To be sure to choose the best route towards the decarbonisation of transport, high-quality data for LCAs of BEVs are desirable. The main stages of the life cycle of a BEV are: production of the vehicle and the battery; production of electricity; use phase; end-of-life. It is already recognised that the use phase is the main responsible for the GHG emissions (Hawkins et al., 2012). However, the manufacturing phase of a BEV can be the main responsible for impacts on human health and can make a great contribution to the impact categories regarding the ecosystem (EEA, 2018; Nordelöf et al., 2014). Compared to an ICEV, in fact, the sum of battery, electric motor and power electronics increases the use of copper, nickel, aluminium, iron and some critical raw materials. Other components are not necessary in a BEV, such as the clutch, the gearbox, the transmission system, the exhaust gas cleaning devices, including the catalyst. In any case, the manufacturing phase of a BEV generally causes more GHG and air pollutant emissions than that of an ICEV, mostly due to the battery (EEA, 2018). Furthermore, to increase the vehicle range of BEVs, lighter materials could be gradually used for the vehicle's body. In light of the above considerations, it is suggested to pay an adequate attention to the production stage when performing the LCA of a BEV.

2. Method

This review investigates which data referring to the production stage of BEVs are commonly used in the LCAs and which data are the most recent. The analysis covers 15 publications issued in the last five years (2015-2020), reported in Table 1. The starting source was a list from a recent review about EVs (Marmioli et al., 2018), with additional studies identified from the references listed by recent publications. To be eligible for the review, a study had to comply with four requisites:

- to be located in Europe;

- to assess a light-duty vehicle (LDV, in other words passenger cars and light commercial vehicles);
- to include at least one assessment regarding a BEV;
- to include the manufacturing of the vehicle within the system boundary of the LCA.

Table 1: list of reviewed LCAs and their system boundary (CtG: Cradle-to-Grave, EoL: End-of-Life), reference vehicle, functional unit (F.U.), and vehicle lifetime (expressed as total mileage)

Authors	System boundary	Reference vehicle	F.U.	Lifetime
Helmers et al., 2020	CtG	Smart Fortwo (first gen.), VW Caddy	1 km	150,000 km
Marmiroli et al., 2020	CtG w/o EoL	Light commercial vehicle	One delivery mission	240,000 km
Almeida et al., 2019	CtG	Small city car, medium-sized family cars, large full-size cars, large SUV	1 km	Not reported
Girardi et al., 2019	CtG	VW Golf	1000 km	230,000 km
Burchart-Korol et al., 2018	CtG	Nissan Leaf	150,000 Km	150,000 km
Giordano et al., 2018	CtG w/o EoL	5-ton Iveco Daily 50C van, model year 2014	1km	20,000 km/y 8 or 12 y
Raugei et al., 2018	CtG w/o EoL	Compact passenger vehicle	150,000 km	150,000 km
Helmers et al., 2017	CtG	Smart Fortwo (first gen.)	100,000 km	100,000 km

Authors	System boundary	Reference vehicle	F.U.	Lifetime
Lombardi et al., 2017	CtG w/o construction and EoL of glider	GM Chevrolet Malibu (repowered)	200,000 km	200,000 km
Van Mierlo et al., 2017	CtG	Small passenger car	1 km	209,597 km
Ellingsen et al., 2016	CtG	Mini car, medium car, large car, luxury car	180,000 km	180,000 km
Girardi & Brambilla, 2016	CtG	Smart Fortwo, Chevrolet Spark, Fiat 500, VW Golf, Ford Focus, Kia Soul	1 pkm	Smart: 175,000 km; Chevrolet, Fiat: 200,000 km; VW, Ford, Kia: 230,000 km
Tagliaferri et al., 2016	CtG	Nissan Leaf	1 km	150,000 km
Bauer et al., 2015	CtG	VW Passat	1 km	240,000 km
Girardi et al., 2015	CtG	VW Golf	150,000 km	150,000 km

3. Results

a. Structure of a BEV

Proper modelling of a BEV requires to know exactly how the vehicle is composed. The lack of a detailed LCI often leads to model the vehicle body of an EV by adapting the LCI of an ICEV's body. In fact, car body and auxiliary systems of many BEVs do not necessarily differ from those of ICEVs, except for some models incorporating lightweight materials (EEA, 2018). The original LCI of an ICEV is usually enriched with the electric powertrain and deprived of the components that, instead, are not present. The vehicle components that do not generate propulsive energy are called together 'glider'. The glider is often assumed to be identical in electric and conventional vehicles. The glider comprises chassis/body, axle, brakes, tyres and wheels, seats, doors, bumpers, cockpit, belts, windshield and windows, lights, suspension systems, A/C system,

etc. (Del Duce et al., 2016; Notter et al., 2010). As mentioned before, several conventional components of the powertrain of an ICEV are not present in a BEV. Table 2 summarises the main differences between ICEVs and BEVs (Del Duce et al., 2016; Ellingsen et al., 2014; Giordano et al., 2018; Hawkins et al., 2012; Marmioli et al., 2020; Notter et al., 2010).

Table 2: main differences between BEVs (Battery Electric Vehicle) and ICEVs (Internal Combustion Engine Vehicle), regarding the components

Components that are present in an ICEV and not in a BEV	Components that are present in a BEV and not in an ICEV
<ul style="list-style-type: none"> ● Air filter ● Alternator ● Clutch ● Engine oil and oil filter ● Fuel tank, distribution systems and fuel filter ● Gearbox ● Internal Combustion Engine (ICE) ● Radiator ● Starting system ● Torque converter (with automatic transmission) ● Treatment line for exhaust gases 	<ul style="list-style-type: none"> ● Battery pack: <ul style="list-style-type: none"> - Battery cells - Battery Management system (BMS) - Cooling system - Packaging ● Cables (high power) ● Capacitor ● Charger ● Converter ● Electric motor(s) ● Inverter ● Power Distribution Unit (PDU) ● Regenerative braking system ● Single-ratio gearbox

b. Methodological choices

System boundaries, reference vehicles and functional units chosen by authors are already shown in Table 1. Total mileage is rather variable, with a rough average of 180,000 km. Results expressed per km significantly depend on the lifetime. In fact, the production, maintenance and end-of-life impacts of a BEV are distributed over the lifetime. Therefore, the longer the lifetime, the lower the impacts per km.

Climate change was the most studied impact category (13/15 studies), followed by human toxicity (9/15), photochemical oxidant formation (9/15), acidification (9/15), particulate matter formation (9/15) and fossil resource depletion (7/15).

The batteries considered in the studies were Li-ion batteries, except for two cases where NaNiCl batteries were analysed. The reported types of Li-ion batteries were LMO (6/15 studies), LFP (4/15), NMC (4/15), NCA (2/15), LMR-NMC (1/15), while 5/15 studies did not specify the battery type. Giordano *et al.* (2018) examined both NaNiCl and Li-ion batteries. The Li-ion batteries were assumed to last for the entire vehicle lifetime in 9/15 LCAs (up to 240,000 km), to be replaced in 3/15 LCAs (at 150,000-160,000 km), while 4/15 LCAs did not specify this aspect.

c. LCI data sources for the battery

Based on the work by Peters *et al.* (2017), relations between studies were traced seeking the interconnections of LCI data sources used in the reviewed studies. This was useful to understand, ultimately, which are the LCI data sources, which studies provide original data, and which are based upon previous LCIs. Only 4/15 LCAs added original data to already existing ones. In their two studies, Helmers *et al.* (2017, 2020) based the battery composition on the work of Majeau-Bettez *et al.* (2011) but developed own data from the electrification in a laboratory of a Smart and a VW Caddy. Giordano *et al.* (2018) gathered new inventory data for the NaNiCl battery using primary data from the manufacturer, while for Li-ion batteries they utilized the BatPaC modelling tool (ANL, 2020b). To model their light-commercial vehicle, Marmioli *et al.* (2020) used confidential primary data from the manufacturer. The LCI by Ellingsen *et al.* (2016) was based on their previous work, in which they had acquired data from several sources, including a battery producer (Ellingsen *et al.*, 2014). Tagliaferri *et al.* (2016) and Burchart-Korol *et al.* (2018) relied on the previously mentioned work by Majeau-Bettez *et al.* (2011), who had combined several secondary data in a detailed way. Almeida *et al.* (2019) used GREET_2018, a model estimating weight and material of each vehicle's component based on user-defined settings (Wang *et al.*, 2018; ANL, 2020a), Bauer *et al.* (2015) used data from Notter *et al.* (2010), while Lombardi *et al.* (2017) used data by Zackrisson *et al.* (2010). Van Mierlo *et al.* (2017) ultimately relied on confidential data from SUBAT project (Matheys *et al.*, 2007; Van den Bossche *et al.*, 2006). The three studies by Girardi *et al.* (2015, 2016, 2019), as well as Raugei *et al.* (2018), relied on the ecoinvent database (Del Duce *et al.*, 2016; Leuenberger & Frischknecht, 2010; ecoinvent, 2020).

d. LCI data sources for gliders and powertrains

The same approach presented above was applied to glider and powertrain inventories. Like for batteries, only Giordano *et al.* (2018), Helmers *et al.* (2017, 2020) and Marmioli *et al.* (2020) provided new original data. Giordano *et al.* (2018) acquired primary data from Iveco (vehicle manufacturer) and various OEMs. Helmers *et al.* (2017, 2020), in addition to their own data, received data about motor and lead battery from two OEMs. To model their light-commercial vehicle, Marmioli *et al.* (2020) used confidential primary data. Almeida *et al.* (2019) relied on GREET_2018 (Burnham *et al.*, 2006; Das, 2004). The remaining LCAs used ecoinvent (Del Duce *et al.*, 2016; Leuenberger & Frischknecht, 2010).

For the glider,ecoinvent relies on an old, albeit updated over the years, LCI of a VW Golf (Schweimer and Levin, 2000). Primary data from BRUSA (company) were used to model the powertrain (Del Duce et al., 2016).

4. Conclusions

15 LCAs on European BEVs were reviewed, with a special focus on LCI data sources regarding the production stage. Several methodological choices differ among the studies, with reference to lifetime mileage, impact categories and type of battery. To reduce the variability among LCAs, it is recommended to continue the process of standardisation, without sacrificing the evolutionary and dynamic nature of LCA. In this sense, it is worth citing the “Guidelines for the LCA of electric vehicles”, whose aim was to «create a common framework concerning methodological choices and assumptions for LCAs of electric vehicles» (Del Duce et al., 2013). For what concerns the battery’s LCI, the analysis points out that, every two or three years, original or partially original databases are published and made available to LCA practitioners. For what concerns the powertrain and the glider, there is a chronic lack of primary data, likely due to the confidentiality of the bill-of-material of vehicles, which is not generally made available by manufacturers (Messagie, 2017). The reviewed literature suggests that no BEV manufacturer has made a complete LCI publicly available so far. To give credibility to LCA studies in the automotive sector, data should always be updated and consistent with the evolution of automotive engineering. We recommend that EV manufacturers consider data sharing as an opportunity to better understand their products and, also, to advertise themselves. Finally, it is worth saying that this was a partial literature analysis. Therefore, it could be useful to expand the analysis to LCAs on a global scale and with a more systematic approach.

5. References

Reference to scientific journals

Van der Geer, J, Hanraads, JAJ, Lupton, RA, 2010. The art of writing a scientific article. *J. Sci. Commun.* 163, 51–59.

Almeida, A, Sousa, N, Coutinho-Rodrigues, J, 2019. Quest for sustainability: Life-cycle emissions assessment of electric vehicles considering newer Li-ion batteries. *Sustainability (Switzerland)*, 11(8), 2366.

Bauer, C, Hofer, J, Althaus, HJ, Del Duce, A, Simons, A, 2015. The environmental performance of current and future passenger vehicles: Life Cycle Assessment based on a novel scenario analysis framework. *Applied Energy*, 157, 871–883.

Burchart-Korol, D, Jursova, S, Folęga, P, Korol, J, Pustejovska, P, Blaut, A, 2018. Environmental life cycle assessment of electric vehicles in Poland and the Czech Republic. *Journal of Cleaner Production*, 202, 476–487.

Das, S, 2004. A comparative assessment of alternative powertrains and body-in-white materials for advanced technology vehicles. *SAE Technical Papers*, 2004(724).

- Del Duce, A, Gauch, M, Althaus, HJ, 2016. Electric passenger car transport and passenger car life cycle inventories in ecoinvent version 3. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9).
- Ellingsen, LAW, Majeau-Bettez, G, Singh, B, Srivastava, AK, Valøen, LO, Strømman, AH, 2014. Life Cycle Assessment of a Lithium-Ion Battery Vehicle Pack. *Journal of Industrial Ecology*, 18(1).
- Ellingsen, LAW, Singh, B, Strømman, AH, 2016. The size and range effect: Life-cycle greenhouse gas emissions of electric vehicles. *Environmental Research Letters*, (11).
- Giordano, A, Fischbeck, P, Matthews, HS, 2018. Environmental and economic comparison of diesel and battery electric delivery vans to inform city logistics fleet replacement strategies. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 64(November 2016), 216–229.
- Girardi, P, Brambilla, C, Mela, G, 2019. Life Cycle Air Emissions External Costs Assessment for Comparing Electric and Traditional Passenger Cars. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 00(00), 1–11.
- Girardi, P, Gargiulo, A, Brambilla, PC, 2015. A comparative LCA of an electric vehicle and an internal combustion engine vehicle using the appropriate power mix: the Italian case study. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(8), 1127–1142.
- Hawkins, TR, Gausen, OM, Strømman, AH, 2012. Environmental impacts of hybrid and electric vehicles-a review. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 17(8), 997-1014
- Helmers, E, Dietz, J, Weiss, M, 2020. Sensitivity Analysis in the Life-Cycle Assessment of Electric vs. Combustion Engine Cars under Approximate Real-World Conditions. *Sustainability*, 12(3).
- Helmers, E, Dietz, J, Hartard, S, 2017. Electric car life cycle assessment based on real-world mileage and the electric conversion scenario. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(1), 15–30.
- Lombardi, L, Tribioli, L, Cozzolino, R, Bella, G, 2017. Comparative environmental assessment of conventional, electric, hybrid, and fuel cell powertrains based on LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*.
- Majeau-Bettez, G, Hawkins, TR, Strømman, AH, 2011. Life cycle environmental assessment of lithium-ion and nickel metal hydride batteries for plug-in hybrid and battery electric vehicles. *Environmental Science and Technology*, 45(10).
- Marmioli, B, Messagie, M, Dotelli, G, & Van Mierlo, J, 2018. Electricity Generation in LCA of Electric Vehicles: A Review. *Applied Sciences*, 8(8), 1384.
- Marmioli, B, Venditti, M, Dotelli, G, Spessa, E, 2020. The transport of goods in the urban environment: A comparative life cycle assessment of electric, compressed natural gas and diesel light-duty vehicles. *Applied Energy*, 260.

Matheys, J, Van Autenboer, W, Timmermans, JM, Van Mierlo, J, Van Den Bossche, P, Maggetto, G, 2007. Influence of functional unit on the life cycle assessment of traction batteries. *International Journal of Life Cycle Assessment*.

Nordelöf, A, Messagie, M, Tillman, AM, Ljunggren Söderman, M, Van Mierlo, J, 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).

Notter, DA, Gauch, M, Widmer, R, Wäger, P, Stamp, A, Zah, R, Althaus, HJ, 2010. Contribution of Li-ion batteries to the environmental impact of electric vehicles. *Environmental Science and Technology*, 44(17), 6550–6556.

Peters, JF, Baumann, M, Zimmermann, B, Braun, J, Weil, M, 2017. The environmental impact of Li-Ion batteries and the role of key parameters – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*.

Raugei, M, Hutchinson, A, Morrey, D, 2018. Can electric vehicles significantly reduce our dependence on non-renewable energy? Scenarios of compact vehicles in the UK as a case in point. *Journal of Cleaner Production*, 201, 1043–1051.

Schweimer, GW, Levin, M, 2000. Life cycle inventory for the Golf A4. *Environment and Research*.

Tagliaferri, C, Evangelisti, S, Acconcia, F, Domenech, T, Ekins, P, Barletta, D, Lettieri, P, 2016. Life cycle assessment of future electric and hybrid vehicles: A cradle-to-grave systems engineering approach. *Chemical Engineering Research and Design*, 112, 298–309.

Van den Bossche, P, Vergels, F, Van Mierlo, J, Matheys, J, Van Autenboer, W, 2006. SUBAT: An assessment of sustainable battery technology. *Journal of Power Sources*, 162(2 SPEC. ISS.).

Zackrisson, M, Avellán, L, Orlenius, J, 2010. Life cycle assessment of lithium-ion batteries for plug-in hybrid electric vehicles - Critical issues. *Journal of Cleaner Production*, 18(15).

References to standards or regulations:

European Parliament and Council of the European Union. 2019. Regulation (EU) 2019/631. *Official Journal of the European Union*.

Website references:

ACEA, 2019a. The Automobile Industry Pocket Guide 2019-2020, <https://www.acea.be/publications/article/acea-pocket-guide>

ACEA, 2019b. Making the transition to zero-emission mobility, https://www.acea.be/uploads/publications/ACEA_progress_report_2019.pdf.

ANL, 2020a. GREET® Model. Viewed 18 Mar 2020, <https://greet.es.anl.gov>.

ANL, 2020b. BatPaC Model Software. Viewed 18 Mar 2020, <https://www.anl.gov/cse/batpac-model-software>.

Burnham, A, Wang, M, Wu, Y, 2006. Development and Applications of GREET 2.7 — The Transportation Vehicle-Cycle Model. Retrieved from <https://greet.es.anl.gov/publications>.

Del Duce, A, Egede, P, Öhlschläger, G, Dettmer, T, Althaus, HJ, Bütler, T, Szczechowicz, E, 2013. eLCAR: Guidelines for the LCA of electric vehicles.

ecoinvent, 2020. Viewed 18 Mar 2020, <https://www.ecoinvent.org>.

EEA, 2018. Electric vehicles from life cycle and circular economy perspectives. Publications Office of the European Union. Retrieved from <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/c2046319-0731-11e9-81b4-01aa75ed71a1>.

EEA, 2019. Greenhouse gas emissions from transport. Viewed 18 Mar 2020, <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/transport-emissions-of-greenhouse-gases/transport-emissions-of-greenhouse-gases-12>.

Girardi, P, Brambilla, PC, 2016. LCA comparativo di auto elettriche e tradizionali in ambito urbano: dalla micro car alla familiare. Retrieved from http://www.sistemaelettrico.it/documenti.page?RSE_manipulatePath=yes&RSE_originalURI=/documenti/pubblicazione/316409&country=ita.

Habermacher, F, 2011. Modeling Material Inventories and Environmental Impacts of Electric Passenger Cars. Retrieved from https://www.empa.ch/documents/56122/458579/MasterThesis_Habermacher.pdf/7d82e2fb-247c-4e6e-a549-32e82bda8a37.

Leuenberger, M, Frischknecht, R, 2010. Life cycle assessment of battery electric vehicles and concept cars. Report, ESU-Services Ltd, 2. Retrieved from <http://www.esu-services.ch/fileadmin/download/leuenberger-2010-BatteryElectricVehicles.pdf>.

Messagie, M, 2017. Life Cycle Analysis of the Climate Impact of Electric Vehicles. Transport and Environment, 1–14. Retrieved from <https://www.transportenvironment.org/sites/te/files/publications/TE%20-%20draft%20report%20v04.pdf>.

T& E, 2019. Electric car models to triple in Europe by 2021 – market data. Viewed 6 Mar 2020, <https://www.transportenvironment.org/press/electric-car-models-triple-europe-2021---market-data>.

Wang, M, Elgowainy, A, Benavides, PT, Burnham, A, Cai, H, Dai, Q, ... Ou, L, 2018. Summary of Expansions and Updates in GREET ® 2018. Retrieved from <https://greet.es.anl.gov/files/greet-2018-summary>.

Do PCRs and EPDs need to be improved? Critical issues to EPD system with a focus on the construction sector

Grazia Maria Cappucci^{1,2}, Lucrezia Volpi^{1,2}, Paolo Neri^{1,2}, Martina Pini^{1,2},
Roberto Rosa^{1,2}, Anna Maria Ferrari^{1,2}

¹University of Modena and Reggio Emilia, Department of Sciences and Methods for Engineering, Reggio Emilia, Piazzale Europa 1, 42122, Italy

²EN&TECH, Interdepartmental Research Centre for Industrial Research and Technology Transfer in the field of Integrated Technologies for Sustainable Research, Efficient Energy Conversion, Building Energy Efficiency, Lighting and Home Automation,

Reggio Emilia, Piazzale Europa 1, 42122, Italy

Email: graziamaria.cappucci@unimore.it

Abstract

In recent years, the need for companies/organisations to be more transparent to consumers regarding the environmental impact of their production/service activities is becoming increasingly apparent. Many companies are using voluntary certifications such as the Environmental Product Declaration (EPD) as a marketing tool. In some cases, as for the construction sector, it has also become binding for participation in tenders. In this work some criticisms of the EPD system are reported, touching on some aspects of the main steps for the elaboration of an EPD study, i.e. data collection, inventory and impact assessment, with particular attention to some aspects related to the application of the EPD to the construction sector.

1. Introduction

Nowadays, Environmental Product Declaration (EPD) is one of the most required certification tools by companies who want to communicate the environmental performance of their products or services. Of course, this environmental declaration is intended to reflect the environmental behaviour and policy of the companies themselves. EPD certification is regulated by UNI EN ISO 14025:2010 (ISO, 2010) and is based on Life Cycle Assessment (LCA), in accordance with the ISO 14040 (ISO, 2006) series of standards.

The undertaken of the certification process is on voluntary basis, but in some sectors it is becoming more and more relevant, such as for the construction sector in the Italian panorama, in which the access to calls for tenders is reserved to those companies that declare to comply with minimum sustainability criteria (Italian Ministry of infrastructure and transport, 2016), for example, with the possession of EPD certifications of their products. Remaining in the construction sector, achieving EPD certification would allow companies to participate in broader certification systems, such as Leadership in Energy and Environmental Design (LEED) certification of buildings (USGBC, 2020) and to expand to

international markets (EPDIItaly, 2018). The declaration contains relevant, verified and comparable results of the environmental performances of a product or a service, validated by an accredited third-party certification body.

The structure of the LCA study and the environmental assessment method are defined for every family of products or services by Product Category Rules (PCRs), written, published and updated/renewed by national Program Operators (POs). Similarly, the data quality and the modelling of processes used for the LCA study should also follow the PCR address, whose development is in turn regulated by general guidelines, like the General Programme Instructions by The International EPD® System PO (The International EPD® System, 2019). The lack of harmonization between the PCRs published by the different POs has led over the years to the undertaking of several actions, including the publication of guidelines (by both the scientific community in collaboration with different stakeholders and individual institutions), ISO standards and mutual recognition actions between the different POs, as described by Minkov and colleagues (2015).

In this work, the content of EPDs is examined and discussed, rather than the development process of PCRs, focusing on construction sector since it is the most in-depth and explored area by POs in recent years (Minkov et al., 2015).

2. Methods

In this paper five thematic areas are covered, which represent the issues with the greatest criticality according to the authors' opinions. For each of the thematic areas the current state of art of the EPD system is analysed and an alternative is proposed, also reporting possible comparisons with different certification systems. With respect to the other works mentioned below, this paper does not limit itself to identifying possible discrepancies between the different certification systems, but tries to provide a key to the issues reported in order to identify best practices and possible corrective actions.

a. System boundaries and LCA structure

In general, PCR prescribes to structure the LCA study in three macro-phases: upstream, core and downstream, with an exception for construction products compliant with EN 15804 (EN, 2012), where a different subdivision in the modules A1, A2, A3, etc., shall be used, even if similarities can be detected between the two subdivisions. Upstream processes include every process representing raw materials and auxiliaries supply, that will be transformed in the core processes. The core module is focused on the manufacturing of the product, and, more in general, on the activities of the company that requires the EPD. Downstream processes include distribution, use and end-of-life phases.

A1 module represents the “upstream” for the construction sector, but in addition the specific PCR 2012:01 (The International EPD® System, 2012) prescribes to include in this module also the production of energy used in the manufacturing process. In the authors opinion this is a questionable choice, since the manufacturing would be deprived of a strongly specific characteristic of the

company under study so that it should be included in A3 module. In addition, A3 module, defined by the PCR 2012:01 as “Manufacturing”, would include very few aspects, only the equipment directly consumed in the manufacturing process, the production of packaging of the final product and any emissions and waste process treatment, excluding disposal of packaging of raw materials and of final product.

Concerning the system boundaries, the General Programme Instructions specify that the “cradle to grave” approach is recommended. For intermediate products, such as construction products, a “cradle to gate” approach may be considered, under specific conditions.

It is the authors' conviction that leaving to the manufacturer the possibility to not assess the environmental impact deriving from the use and, in particular, the end-of-life phase is not compatible with the life cycle and circular economy principles. The cycle can be closed only when the manufacturer thinks about the product also with an end-of-life perspective, designing it in order to allow its reuse, when possible, or at least its recycling, in respect of the human health and the ecosystem. The peacefully accepted belief that it would be impossible for a manufacturer to know the use and end-of-life of the product leads the manufacturer to disinterest in downstream, creating a black hole similar to a landfill in which to hide the waste.

Each manufacturer should identify in research and development units the design solutions that make the product safe in use and in the end of life by performing durability and release tests for potential hazardous substances. This information should be communicated to the installer, user, recycler and potential re-user, in order to guide them through the correct management of the product throughout its life cycle.

b. Lifespan and functional unit

The definition of the life time of a product is required, according to the General Programme Instructions, but at the same time the guidelines leave the possibility of declaring an approximate life time for some cases that are difficult to determine, for example by aligning the life time with the average life time indicated for product families by the specific PCR (as for the transformers and construction products, that are aligned to the building average lifetime).

It is authors' belief that the definition of the life time of a product is the producer's responsibility. Only the manufacturer can determine the durability of the product under specific conditions of use, which must be communicated to all stakeholders in the value chain.

Moreover, the reference to a category average life time does not allow the consumer to choose which product is the most durable and to evaluate environmental performance with reference to life time.

One of the aims of the EPD should be to inform consumers and give them all the tools to make an informed choice between one product and another.

The declaration of the lifetime of the product, then, should not be supinely accepted by the PO, but it should be accompanied with a documentation that attest the durability of the product in specific test conditions.

Moreover, the functional unit should consider the life time: this is the characteristic that allows the use phase to be considered as well.

The functional unit must be defined according to the performance of the function of the product. If the functional unit of a tile is 1 m² and the lifespan is 20 years, the use phase impact of this tile would be greater than a 10-year lasting tile, and it is not acceptable.

The attempt to “normalize” the impact of the use phase by referring to a single year of the tile's life, on the other hand, does not give importance to the life span of a product, which remains a marginal indication, does not represent tile's life cycle and does not allow to benefit, in environmental terms, of the longer life of one tile compared to another.

Use phase impact, then, should be presented to the potential consumer in a range of values, according to the thermal performance of the product in the site of the building, for construction products, and, in general for every kind of product, the range of variability of impact in use phase according to use conditions should be taken into account.

c. Data quality and database standardization

According to the General Programme Instructions, all core phase data must be primary and product specific, while for upstream and downstream phases generic data may be used. The constraint of primary data to be applied to the core processes is, from authors' point of view, another declination of the manufacturer's liability. Upstream phase data must also be primary at least in terms of masses, energy, production processes and emissions. Downstream data should represent the main possible scenarios regarding use and maintenance and the waste treatment scenario, for which the product has been designed.

About masses, energy, production processes and emissions, the data must be transparent for both the LCA practitioner, the LCA verifier and the user. In other words, the criterion for industrial data secrecy needs to be reviewed and must not override the right of the end user to know the main components of the product under study.

Background processes should be represented with a standardised and universally recognised database, whose processes have been validated by PO according to common guidelines, in order to preserve the comparability of different products.

d. Modeling of waste treatment processes

The handling of waste in EPD certification is inspired to the polluter pays (PP) (OECD,1972) principle, that aims to attribute to the waste generator the cost of

the remediation activities to restore the good state of the environment, damaged by the productive activities of the waste generators.

The allocation method defined in the General Programme Instructions states that the waste generator must carry out the damage associated to activities of the waste treatment process until the point the product system has its lowest market value.

According to the above mentioned method, damage related to landfilling and thermal waste destruction must be attributed to the waste generator, instead the material/energy recovery activities are excluded and attributed to the following product system (i.e., who will use the secondary resource).

This system of partitioning environmental damage between different product systems raises some doubts about equity. Moreover, if the secondary resource remains unused, no-one will carry out the damage associated to the treatment processes.

Another certification scheme, the Product Environmental Footprint (PEF) (EU Commission, 2012), the product/organization certification created by UE in 2012, proposes the use of the formula Resource Use and Emissions Profile (RUaEP) and is deeply analysed by Allacker and colleagues (2017). It takes into account the environmental credits deriving from the use of recycled materials/recovered energy and the recycling process of scraps that substitute primary resources, to an extent equal to the quality of the secondary compared to the primary (i.e. downcycling).

The use of the substitution, in the authors' opinion, is not suitable with the open-loop scenario (i.e. the secondary resource not used in the analysed system), since the environmental credit could reset the damage related to the recycling activities or even overcome it, according to the system expansion modelling approach. The resulting environmental credit could not be legitimated if no subsequent system will use the secondary material.

The authors' proposal is that material and energy recovery processes should also be included in the product system of the waste generator and modelled according to the attributional, partitioning model.

The suggested damage allocation criterion between treatment and by-product (i.e. secondary) is mass for material recovery and energy for energy recovery.

e. Impact assessment method

The EPD 2018 method (Prè, 2019) is a midpoint evaluation method created for the impact assessment in EPD studies and takes into account the following impact categories:

- acidification
- eutrophication
- global warming

- ozone depletion
- abiotic resource depletion (fossil and elements)
- water scarcity
- photochemical oxidation

Most of its impact categories are taken directly from the CML-IA baseline and non-baseline methods (CML, 2001), with the exception of water scarcity (from AWARE method, Boulay et al., 2017) and photochemical oxidation categories (from ReCiPe 2008, Goedkoop et al. 2009).

For the construction sector, as outlined in PCR 2012:01, the environmental impact must be assessed according to EN 15804, where the categories are the same reported in method EPD 2018.

In the EPD 2018 method very important categories are missing, like human toxicity, fresh water aquatic ecotoxicity, marine aquatic ecotoxicity, terrestrial ecotoxicity that are considered instead by CML method.

In order to obtain a complete and reliable life cycle assessment of a product or service, it seems clear that it is necessary to include these categories within the method, making them mandatory.

Previous works have reported differences in impact assessment methodologies between EPD system and another certification scheme, the Product Environmental Footprint (PEF) (Passer et al., 2015; Dolezal and Boogman, 2016; Del Borghi et al., 2019). The PEF scheme proposes a broader default set of impact categories (14 impact categories are considered), where human and ecosystem ecotoxicity are taken into account and defined according to USEtox method (Rosenbaum et al., 2018).

Human health effects are investigated by PEF also for respiratory effects from PM2.5 emissions, according to RiskPoll model (Humbert, 2009) and ionizing radiations emissions (Human Health effect model, Dreicer et al., 1995).

A further critical issue about impact assessment in EPD scheme is that the use of a midpoint calculation method does not allow to uniquely assess the total damage, including all impact categories, of the product and does not allow the user to compare different products.

The PEF foreseen the possibility to include normalized and weighted results in additional environmental information section, but this is only an optional step, instead the results of normalization are not allowed to be reported in an EPD, according to the General Programme Instructions.

In the authors' opinion, the creation of a single unit of measurement is an essential feature of a certification system that aims at reporting comparable environmental results.

The comparative vocation of the analysis is clearly foreseen also by PEF through benchmarking, i.e. the possibility of defining an average standard between the environmental performance of the same type of products.

The authors are aware that the adoption of weighing introduces subjective aspects into damage assessment as assessments based on cultural and economic considerations are necessary. ISO 14040 and 14044 do not permit the use of weighting for comparative results communicated to the public. On the other hand, shared action by the scientific community is necessary to identify a valid and shared set of standardization and weighing factors and to truly finalise product certifications.

3. Conclusions

The authors believe that the use of product and service certifications is a further step towards producer responsibility, but what should be rewarded is the real commitment of companies to a more sustainable culture and way of producing, rather than the voluntary and, sometimes, end in itself adherence to this type of certification. To this end, the consumer must have all the tools to evaluate a product. A complete vision of environmental performance from our point of view can only be possible with a standardization of some steps for all studies, including the adoption of "cradle-to-grave" system boundaries and the inclusion in the assessment of impact categories, that must also take into account the human health and the ecosystem. The damage assessment can only be of real support to the final consumer if it is conducted at the endpoint level.

4. References

A.-M. Boulay, J. Bare, L. Benini, M. Berger, M.J. Lathuillière, A. Manzardo, M. Margni, M. Motoshita, M. Núñez, A.V. Pastor, B. Ridoutt, T. Oki, S. Sebastien Worbe, T. Pfister, 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.* (2017), [10.1007/s11367-017-1333-8](https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8)

Allacker, K., Mathieux, F., Pennington, D. et al. The search for an appropriate end-of-life formula for the purpose of the European Commission Environmental Footprint initiative. *Int J Life Cycle Assess* 22, 1441–1458 (2017), <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1244-0>

CML 2001. Centre for Environmental Studies (CML), University of Leiden, 2001.

Del Borghi, A., Moreschi, L. & Gallo, M. Communication through ecolabels: how discrepancies between the EU PEF and EPD schemes could affect outcome consistency. *Int J Life Cycle Assess* 25, 905–920 (2020), <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01609-7>

Dolezal, Franz & Boogman, Philipp. (2016). CURRENT STATE OF THE DISCUSSION BETWEEN PEF AND EPD AS THE PREFERABLE LIFE CYCLE ASSESSMENT SCHEME FOR WOODEN CONSTRUCTION PRODUCTS.

Dreicer M, Tort V, Manen P. ExternE, Externalities of Energy, Vol. 5. Nuclear, Centre d'étude sur l'Évaluation de la Protection dans le domaine Nucléaire (CEPN), edited by the European Commission DGXII, Science, Research and Development JOULE, Luxembourg, 1995.

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

EPDItaly, 2018. EPDItaly nel nuovo decreto sui Cam Edilizia, viewed 20 Jul 2020, <https://www.epditaly.it/2018/04/27/epditaly-nel-nuovo-decreto-sui-cam-edilizia/>

European Commission, Joint Research Centre, 2012. Product Environmental Footprint (PEF) Guide, viewed 20 Jul 2020 <https://ec.europa.eu/environment/eussd/pdf/footprint/PEF%20methodology%20final%20draft.pdf>

Goedkoop, M.J., Heijungs, R., Huijbregts, M.A.J., De Schryver, A., Struijs, J., Van Zelm, R., 2009. ReCiPe 2008—a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level; First edition Report I: Characterisation, first edition (revised).

Humbert, S. (2009). Geographically Differentiated Life-cycle Impact Assessment of Human Health. Doctoral dissertation, University of California, Berkeley, California, USA

ISO, 2010. UNI EN ISO 14025:2010 Environmental Labels and Declarations - Type III Environmental Declarations

Italian Ministry of infrastructure and transports, 2016. Legislative Decree no. 50 of 18 April 2016, Code of public contracts

Minkov, N., Schneider, L., Lehmann, A., Finkbeiner, M. Type III Environmental Declaration Programmes and harmonization of product category rules: status quo and practical challenges, *Journal of Cleaner Production*, V. 94, 2015, pp. 235-246, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.02.012>

OECD, 1972. Guiding Principles concerning International Economic Aspects of Environmental Policies [C(72)128] OECD/LEGAL/0102

Passer, A., Lasvaux, S., Allacker, K. et al. Environmental product declarations entering the building sector: critical reflections based on 5 to 10 years experience in different European countries. *Int J Life Cycle Assess* 20, 1199–1212 (2015), <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0926-3>

Pré Consultants. (2019, February). SimaPro Database Manual, Methods Library, viewed 10 Oct 2019, <https://simapro.com/wp-content/uploads/2019/02/DatabaseManualMethods.pdf>

Rosenbaum, R.K., Bachmann, T.M., Gold, L.S., Huijbregts, M.A.J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H.F., MacLeod, M., Margni, M.D., McKone, T.E., Payet, J., Schuhmacher, M., van de Meent, D., Hauschild, M.Z., 2008. USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13, 532-546.

The International EPD® System, 2012. Product Category Rules 2012:01, version 2.31 (Construction Products and construction services)

The International EPD® System, 2018. GENERAL PROGRAMME INSTRUCTIONS FOR THE INTERNATIONAL EPD® SYSTEM, version 3.01, 2019-09-18, viewed 18 Apr 2018, <https://www.environdec.com/contentassets/95ee9211a9614f1faa7461ff32cecc91/general-programme-instructions-v3.01.pdf>

UNI EN ISO, 2006. ISO 14040:2006 - Environmental Management — Life Cycle Assessment — Principles and Framework.

U.S. Green Building Council (USGBC), 2020. LEED v.4, viewed 20 Jul 2020, <https://www.usgbc.org/leed>

SESSIONE III – poster

Social Organizational Life Cycle Assessment (SO-LCA): un caso studio focalizzato sulla comunità locale

Manuela D'Eusanio, Bianca Maria Tragnone, Luigia Petti

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

Email: manuela.deusanio@unich.it

Abstract

Social Organizational Life Cycle Assessment (SO-LCA) is a methodology to evaluate the social and socio-economic aspects and impacts of the activities of a whole organisation (or a portion of it) from a life cycle perspective. SO-LCA was introduced in 2015 by Martinez-Blanco et al., who built it upon both Organizational Life Cycle Assessment (O-LCA) and Social Life Cycle Assessment (S-LCA). One of the three experience-based pathways to implement SO-LCA, moves from the data already acquired to conduct a S-LCA of products from the portfolio of the analysed organisation. According to the Authors' best knowledge, no case-study based on this pathway has been conducted till now. Therefore, the goal of this paper is to implement SO-LCA starting from an existing S-LCA case-study on a honey jar.

1. Introduzione

Al fine di promuovere lo sviluppo sostenibile, l'Agenda 2030 ha individuato obiettivi e traguardi per bilanciarne le tre dimensioni (ambientale, economica e sociale) (ONU, 2015). La sostenibilità sociale è stata presa in considerazione anche in altre iniziative nazionali ed internazionali e norme tecniche di standardizzazione (es. ISO 26000; UN, 2010; SA8000; AA1000; GRI) volte a creare una relazione solida e sinergica tra le organizzazioni coinvolte nell'intera *value chain* (D'Eusanio et al., 2019). In tale contesto si rende quanto mai necessaria l'adozione di un approccio olistico che permetta di valutare gli aspetti sociali e socio-economici delle organizzazioni (intese come imprese, società, organizzazioni non governative, società e istituzioni pubbliche) (Martinez-Blanco e Finkbeiner, 2018). Tale valutazione consente, infatti, una definizione più consapevole delle strategie e delle operazioni di una organizzazione contribuendo al miglioramento delle sue prestazioni sociali.

In questa prospettiva, gli approcci *Life Cycle Thinking* permettono di identificare gli aspetti che influenzano la *value chain* di un'organizzazione supportandone il processo decisionale (Olsen et al., 2018). Tra di essi, la *Social Organizational Life Cycle Assessment* (SO-LCA) valuta la *performance* sociale delle organizzazioni in un'ottica ciclo di vita, con l'obiettivo di migliorare le condizioni degli *stakeholder* lungo l'intera *value chain*.

Questo articolo mira ad analizzare il comportamento di un'azienda produttrice di miele localizzata in Abruzzo comprendendo meglio gli aspetti sociali e

socioeconomici relativi alla Comunità Locale attraverso l'utilizzo della SO-LCA a partire da un precedente studio di *Social Life Cycle Assessment* (S-LCA) (D'Eusanio et al., 2018).

2. SO-LCA¹²

La SO-LCA, introdotta nel 2015 da Martínez-Blanco et al., consiste nella compilazione e valutazione degli aspetti sociali e socio-economici e degli impatti positivi e negativi delle attività associate all'organizzazione nel suo complesso, o ad una parte di essa, in una prospettiva del ciclo di vita (Martínez-Blanco et al., 2015). Tale metodologia supporta l'organizzazione nella definizione ed ottimizzazione delle priorità di obiettivi, azioni, programmi e risorse, fornendo inoltre una panoramica sulle sue prestazioni sociali attraverso l'identificazione degli *hotspot* sociali lungo la *value chain* coinvolta.

La SO-LCA è il risultato di una combinazione tra una S-LCA (UNEP / SETAC, 2009) e una *Organizational Life Cycle Assessment* (O-LCA) (ISO/TS 14072:2014; UNEP, 2015) e, pertanto, si articola nelle quattro fasi previste dalla ISO 14044:2006 (definizione di obiettivo e campo di applicazione; analisi di inventario; valutazione dell'impatto; interpretazione), ognuna con caratteristiche e componenti specifiche. Secondo Martínez-Blanco et al. (2015) il descritto *framework* metodologico può essere applicato usufruendo dei dati già acquisiti delle organizzazioni seguendo tre diversi percorsi (*Pathway*). Il primo (*Pathway 1*) può essere applicato in caso di esperienza pregressa dell'organizzazione analizzata con approcci sociali a livello organizzativo (ad esempio, GRI, SA8000, AA1000, Social Impact Assessment (SIA)); il secondo (*Pathway 2*) in caso di esperienza con approcci relativi agli aspetti sociali del prodotto (S-LCA); il terzo (*Pathway 3*) in caso di esperienza con valutazioni ambientali secondo un approccio al ciclo di vita (ad esempio, LCA e O-LCA). Il presente articolo mira ad implementare la SO-LCA seguendo il secondo percorso, a partire da un caso-studio S-LCA già condotto su uno dei prodotti dell'azienda oggetto di analisi (D'Eusanio et al., 2018). Considerato che applicazioni di questo tipo, a conoscenza degli autori, non sono state ancora condotte, è stato effettuato un primo tentativo in tal senso, circoscrivendone il campo di applicazione in ragione della novità della metodologia e della mancanza di studi precedenti. L'analisi si è perciò limitata ad una linea di prodotti con conseguente individuazione delle aziende da valutare nella *supply chain* considerata.

3. SO-LCA caso studio

a. Definizione dell'obiettivo e campo di applicazione

Partendo dal caso studio S-LCA, una prima analisi ha consentito di definire: l'ambito di applicazione della SO-LCA, in termini di Unità di Riferimento (*Reporting Unit*) (linea di prodotti "miele in barattoli" da 40gr, 250gr, 500gr e 1000gr); il Metodo di Consolidamento (*Consolidation Method*) (l'azienda ha il

¹²La traduzione italiana della terminologia relativa alle metodologie O-LCA (ISO/TS 14072:2014; UNEP,2015) e SO-LCA (Martínez-Blanco et al., 2015) è degli autori.

pieno controllo finanziario e operativo); il Periodo di Riferimento (*Reference Period*) (2015); il Flusso di Riferimento (*Reporting Flow*) (il numero dei prodotti della linea venduti nel 2015); i Confini del Sistema (*System Boundaries*) (dalla culla al cancello, Figura 1). La definizione dei Confini del Sistema ha determinato la valutazione di quattro aziende esterne coinvolte nella *supply chain* della linea di miele valutata, responsabili della produzione di cera, produzione di arnie, produzione di miele e produzione di coperchi/vasetti. Nel presente caso studio si è scelto di focalizzare l'analisi sugli aspetti sociali e socioeconomici relativi alla Comunità Locale in ragione della tipicità del prodotto e dello stretto legame con il territorio e la sua comunità.

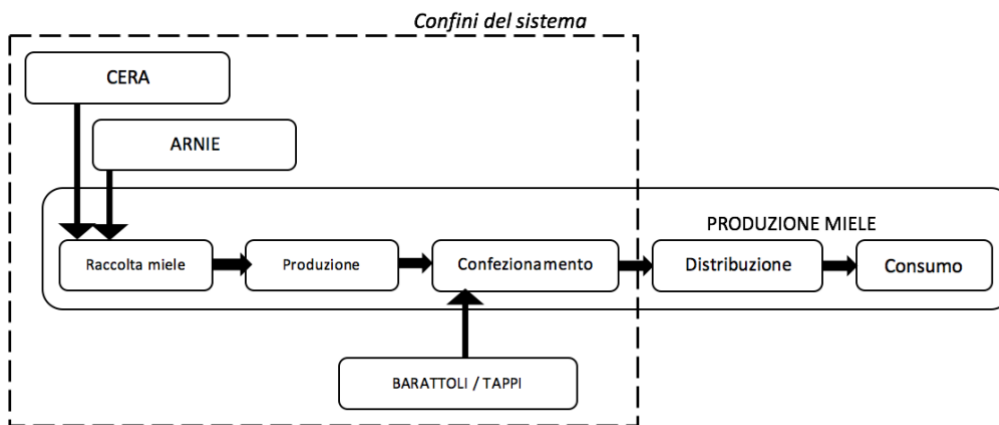


Figura 1: confini del sistema

b. Raccolta dati

Come in precedenza chiarito, la scelta di condurre il presente studio a partire dal pregresso caso S-LCA ha comportato una nuova lettura dei dati già acquisiti attraverso la consultazione dei questionari a suo tempo sottoposti all'azienda e ai suoi fornitori. I questionari sono stati costruiti sulla base di quelli elaborati da Petti et al. (2018) e considerando le *Guidelines for Social LCA* (UNEP / SETAC, 2009) e le *Methodological Sheets* (UNEP / SETAC, 2013).

c. Valutazione della performance

La *performance* sociale è stata valutata attraverso il *Subcategory Assessment Method* (SAM), con l'obiettivo di ridurre il rischio di errore nella valutazione, correlato alla ancora scarsa applicazione pratica della SO-LCA. SAM è infatti un metodo consolidato, che si basa su una scala di livelli (cioè A, B, C, D) e una scala di punteggi (cioè 4, 3, 2, 1) consentendo di trasformare i dati da qualitativi a semi-quantitativi (Sanchez-Ramirez et al., 2014) (Figura 2).

Scala Livelli	A	B	C	D
Scala Punteggi	4	3	2	1

Figura 2: scala di livelli e punteggi (Fonte: Sanchez Ramirez et al., 2014)

La soggettività nella valutazione viene ridotta attraverso la definizione di criteri di valutazione fondati sul *Basic Requirement (BR)*, a sua volta basato su accordi internazionali e nazionali. Il livello “B” viene assegnato quando l'organizzazione è conforme al BR individuato, mentre un comportamento proattivo, che va oltre la conformità, consente di acquisire il Livello “A”. Il livello “C” invece, viene assegnato all'organizzazione che non rispetta il BR ma opera in un contesto sfavorevole rispetto alla questione sociale analizzata, mentre il livello “D” viene assegnato quando l'organizzazione non soddisfa il BR pur operando in un contesto favorevole rispetto alla tutela dell'aspetto sociale valutato (Sanchez-Ramirez et al., 2014).

In questo caso studio, la valutazione si è concentrata sulla Comunità Locale, analizzandone tutte le sottocategorie correlate (accesso alle risorse materiali, accesso alle risorse immateriali, occupazione locale, impegno comunitario, patrimonio culturale, condizioni di vita sicure). Partendo dalla definizione fornita per ciascuna sottocategoria nelle *Methodological Sheets* (UNEP/SETAC, 2013), si è ritenuto di dover escludere quelle sottocategorie che non possono essere riferite al contesto considerato (Rispetto dei diritti degli indigeni e delocalizzazione e migrazione). I punteggi sono stati assegnati sulla base del BR e delle descrizioni fornite per ciascun livello da Sanchez-Ramirez et al. (2014).

4. Discussione dei risultati

La Figura 3 rappresenta graficamente il livello assegnato alle sottocategorie analizzate per lo *stakeholder* Comunità Locale.

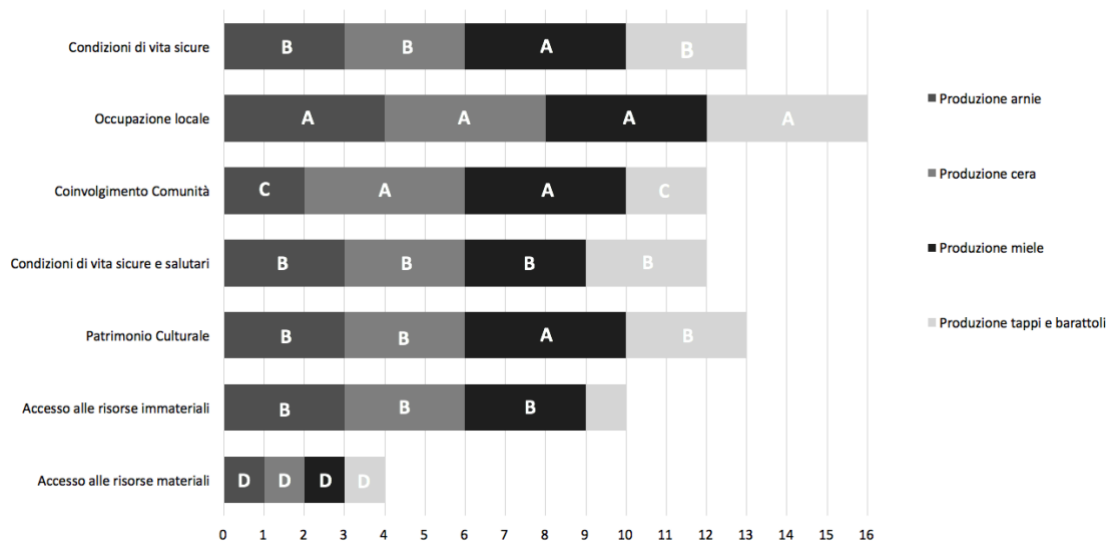


Figure 3: valutazione SAM

I risultati mostrano che l'*occupazione locale (Local Employment)* è l'aspetto sociale più positivo, posizionato ad un livello "A": le organizzazioni analizzate, infatti, superano il BR (ovvero pari opportunità di lavoro per i lavoratori locali) promuovendo rapporti con fornitori locali ed incoraggiando l'occupazione e lo sviluppo locale.

Il *patrimonio culturale (Cultural Heritage)* si colloca ad un livello "A" solo per l'azienda produttrice di miele (che supera il BR in ragione della promozione della conservazione del patrimonio culturale, effettuata anche lungo la sua *value chain*), mentre ad un livello "B" per le restanti organizzazioni, conformi al BR.

La valutazione è analoga per le *condizioni di vita sicure (Secure Living Conditions)*: il BR (ovvero l'assenza di prove di conflitti con la comunità locale che possono contribuire a mettere a rischio le condizioni di vita) viene rispettato dall'azienda produttrice di cera, dall'azienda produttrice di arnie e dall'azienda produttrice di coperchi/vasi (livello "B") e superato solo dall'azienda produttrice di miele (livello "A").

Per quanto riguarda il *coinvolgimento della comunità locale (Community Engagement)*, il BR (ovvero l'evidenza che l'ambiente, il benessere e/o la salute della comunità locale sono importanti per l'organizzazione) è superato dalle aziende produttrici di miele e cera, che sono impegnate in iniziative a sostegno di progetti comunitari e di educazione e formazione per la comunità locale stessa (es. per i giovani attraverso le visite scolastiche open-day) alle quali viene assegnato il livello "A". Al contrario, le aziende produttrici di arnie e coperchi/vasetti ottengono livello "C", in assenza di prove di attività poste in essere nell'interesse della comunità locale negli ultimi tre anni.

Inoltre, il BR delle *Condizioni di vita sicure e salutari (Safe & Healthy Living Conditions)* (ovvero il contributo dell'organizzazione alla salute delle comunità locali attraverso la comunicazione dei potenziali effetti sulla salute e sulla sicurezza delle loro attività) è soddisfatto da tutte le organizzazioni coinvolte. Per questo motivo ad ogni organizzazione viene assegnato il livello "B".

L'*accesso alle risorse immateriali (Access to Immaterial Resources)* (cioè, "diritti di proprietà intellettuale, libertà di espressione e accesso alle informazioni" (UNEP / SETAC, 2013, p. 34)) viene valutato attraverso il miglioramento e la promozione dei servizi alla comunità. In effetti, il BR definito da Sanchez-Ramirez et al. (2014) (cioè la presenza di sistemi di gestione interni) non è rilevante per le organizzazioni in analisi, che sono piccole-medie imprese (PMI) senza un sistema di certificazione ambientale. Tuttavia, esse affermano di promuovere i servizi per la comunità e di condividere informazioni e conoscenze. Per questi motivi le organizzazioni produttrici di miele, cera e arnie sono valutate al livello "B", mentre l'organizzazione di produzione di coperchi/vasetti è valutata al livello "D", perché non costruisce relazioni con la comunità (la valutazione si basa pertanto sul *technological readiness score* per l'Italia nel 2015) (WEF, 2015).

Infine, la sottocategoria *accesso alle risorse materiali (Access to Material Resources)* si colloca al livello "D" per tutte le organizzazioni coinvolte, nessuna delle quali è conforme al BR non avendo adottato sistemi di gestione ambientale.

Pertanto la valutazione si basa sull'Indice di sviluppo umano (HDI) dell'Italia (cioè 0,872 nel 2015).

5. Conclusioni

In questo articolo, la SO-LCA è stata applicata per valutare la *value chain* della produzione di miele con un focus particolare sulla Comunità Locale. I risultati mostrano che le organizzazioni analizzate promuovono la cultura e le tradizioni della Comunità Locale. Inoltre, a tutta la produzione del miele e dei suoi prodotti collaterali (cera, arnie) si possono associare aspetti sociali positivi, correlati alla preservazione della biodiversità cui contribuisce l'impollinazione, un servizio fornito sia agli ecosistemi gestiti dall'uomo che a quelli naturali-terrestri (Arzoumanidis et al., 2019).

Sul piano metodologico, invece, la presente analisi conferma che un caso studio S-LCA può essere un buon punto di partenza per l'applicazione della SO-LCA e che, come ipotizzato da Martinez-Blanco et al. (2015), la presenza di un piccolo *portfolio* prodotti rende particolarmente significativi i precedenti casi studio S-LCA. Inoltre i dati raccolti per la S-LCA si rivelano potenzialmente idonei anche per gli indicatori SO-LCA, che richiedono una prospettiva organizzativa. Infatti, questa prima applicazione conferma una maggiore coerenza tra i risultati ottenuti, gli indicatori utilizzati e l'oggetto di analisi permettendo di esprimere una valutazione sull'organizzazione e la sua *value chain*. Inoltre, la metodologia consente di valutare e meglio evidenziare le *positive practices* dell'organizzazione generate nella *value chain* nei confronti degli *stakeholders*.

Tuttavia i risultati emersi forniscono una valutazione della *performance* sociale dell'organizzazione soltanto relativamente al *portfolio* prodotti considerato. Per ottenere una *performance* sociale completa si dovrebbe estendere la valutazione all'intera gamma di prodotti realizzati. Inoltre, la valutazione finale dovrebbe essere espressa tramite un unico *rating* come risultato dei singoli livelli di punteggio ottenuti da ciascuna organizzazione per ogni processo.

L'ulteriore sviluppo del presente lavoro si focalizzerà pertanto sulla valutazione della *performance* sociale dell'azienda includendo l'intero *portfolio* prodotti e ampliando i confini del sistema a quei processi non valutati nel pregresso caso studio S-LCA, considerando anche tutte le categorie di *stakeholder*.

6. References

AA1000, 2008. AccountAbility Assurance Standard. Accountability UK. ISBN: 978-1-901693-56-0

Arzoumanidis, I, Raggi, A, Petti, L. 2019. Life Cycle Assessment of Honey: Considering the Pollination Service. *Adm Sci*, 9:27, pp. 1-13.

D'Eusanio, M, Serreli, M, Zamagni, A, Petti, L, 2018. Assessment of social dimension of honey of jar. *J Clean Produc.* 199, 503-517.

GRI, 2016. Global Reporting Initiative G4 Sustainability Reporting Guidelines (Amsterdam, the Netherlands).

Human Development Index, 2015. Access 2 april 2020. [https://en.wikipedia.org/wiki/Human_Development_Index#2014_Human_Development_Index_\(2015_report\)](https://en.wikipedia.org/wiki/Human_Development_Index#2014_Human_Development_Index_(2015_report)).

ISO 2014. ISO 14072:2014. Environmental management –Life Cycle Assessment – Requirements and guidelines for organizational life cycle assessment. First edition 2014-12-15.

ISO 2010. ISO 26000:2010. Guidance on Social Responsibility - ISO the International Organization for Standardization, Geneva (2010).

Martinez-Blanco, J, Finkbeiner, M, 2018. Organizational LCA, in: Hauschild, MZ, Rosenbaum, RK, and Olsen, SI (Ed.), Life Cycle Assessment. Theory and Practice, pp. 481-498, Springer. ISBN 978-3-319-56474-6.

Martinez-Blanco, J, Lehmann, A, Chang, YJ, Finkbeiner, M, 2015. Social organizational LCA (SOLCA)- a new approach for implementing social LCA. Int J Life Cycle Assess. 20, 1586-1599.

Olsen, SI, Borup, M, Andersen, PD. 2018. Organizational LCA, in: Hauschild, MZ, Rosenbaum, RK, and Olsen, SI (Ed.), Life Cycle Assessment. Theory and Practice, pp. 499-518, Springer. ISBN 978-3-319-56474-6.

Petti L., Sanchez Ramirez, P.K., Traverso, M., Ugaya, C.M.L. 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.

SA 8000. 2014. Social Accountability International (SAI), “SA8000 Standard”.

Sanchez-Ramirez, PK, Petti, L, Haberland, NT, Ugaya, C. 2014. Subcategory assessment method for social life cycle assessment. Part 1: methodological framework. Int J Life Cycle Assess. 19, 1515–1523.

Sanchez-Ramirez, PK. 2014. Social Life Cycle Impact Assessment: A Characterization Method for Subcategories.

UN: United Nations Global Compact Sustainable Supply Chains. Access 2 april 2020, <https://www.unglobalcompact.org/>

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.

UNEP/SETAC, 2013. Methodological Sheets for Social Life Cycle Assessment. Life-Cycle initiative, United Nations Environment Programme and Society for Environmental Toxicology and Chemistry, Parigi, Francia.

United Nations General Assembly, 2015. Transforming our world: the 2030. Resolution 25 September 2015 A/RES/70/1.

World Economic Forum, 2015. Access 2 april 2020, <https://www.weforum.org/reports/global-competitiveness-report-2015>

Analisi di letteratura e aspetti metodologici per LCA di batterie stazionarie

Andrea Temporelli, Pierpaolo Girardi
Ricerca Sistema Energetico – RSE SpA
Email: andrea.temporelli@rse-web.it

Abstract

L'introduzione di sistemi di accumulo stazionario all'interno della rete elettrica italiana risulta funzionale agli obiettivi di progressiva decarbonizzazione del sistema energetico attraverso fonti rinnovabili non programmabili. Per verificarne l'effettiva sostenibilità il Life Cycle Assessment rappresenta uno strumento adatto a valutare gli impatti ambientali lungo l'intero ciclo di vita. A tal fine, si è realizzata un'analisi di letteratura di studi LCA relativi a sistemi di accumulo stazionario, per verificare i potenziali impatti ambientali di queste tecnologie e fornire indicazioni per realizzare futuri studi LCA.

1. Introduzione

Gli obiettivi di sostenibilità ambientale dell'attuale Piano Nazionale Integrato per l'Energia e Clima – PNIEC (Mise e MATTM, 2019) prevedono una crescente penetrazione di fonti rinnovabili nel mix di produzione dell'energia elettrica. In particolare a crescere, sia come contributo percentuale sia in termini di produzione assoluta, saranno le fonti rinnovabili non programmabili: eolico e solare. In conseguenza di tale crescita, sarà richiesta, sia alla rete di trasmissione che alla rete di distribuzione, una maggiore flessibilità, che potrà essere raggiunta attraverso interventi di ammodernamento in ottica smart grids e tramite lo sviluppo di importanti capacità di accumulo. Infatti, lo sviluppo di sistemi di accumulo risulta essere uno degli obiettivi del PNIEC non solo per migliorare la sicurezza delle reti di trasmissione e distribuzione ma anche in vista di una migliore integrazione delle fonti rinnovabili nel sistema elettrico, in modo da ridurre il più possibile l'overgeneration. I sistemi di accumulo elettrochimico, grazie alla loro versatilità e modularità, rappresentano una delle soluzioni funzionali ad una transizione sostenibile del sistema elettrico italiano, per questo risulta fondamentale valutare la sostenibilità di queste tecnologie. In quest'ottica un approccio di Life Cycle Assessment (LCA) risulta essere quello più corretto da seguire per valutare i potenziali impatti ambientali di questi dispositivi. A tal fine, si è realizzata un'analisi di letteratura di studi LCA di batterie stazionarie, che tengano conto degli standard ISO14040 (ISO 14040, 2006) e ISO14044 (ISO 14044, 2006), in modo da fornire indicazioni per realizzare futuri studi LCA di sistemi di accumulo stazionario.

Per realizzare l'analisi di letteratura si è utilizzata una griglia di valutazione grazie alla quale è stato possibile esaminare in modo oggettivo e uniforme tutti gli studi considerati. Questo modus operandi ha permesso di seguire uno schema logico analogo a quello di una Life Cycle Assessment, individuando le componenti principali delle quattro fasi della LCA: Goal & Scope, Life Cycle Inventory – LCI,

Life Cycle Impact Assessment – LCIA, Results interpretation. Oltre ai quattro pilastri canonici, si è dato risalto alla presenza di eventuali analisi di sensibilità e di incertezza.

2. I documenti analizzati

I documenti per l'analisi di letteratura sono stati individuati inserendo i seguenti termini nel motore di ricerca on-line Google Scholar: *Stationary batteries life cycle assessment*, *Stationary battery life cycle*, *Battery life cycle*, *Stationary batteries environmental impacts*. Al termine della ricerca si è realizzata una selezione dei documenti raccolti, scegliendo di considerare solo quelli che rispondevano ai seguenti criteri:

- Studi LCA di batterie utilizzate esclusivamente per uso stazionario domestico, scartando quindi i lavori che analizzano batterie utilizzate in ambito automotive.
- Documenti che analizzano nello specifico una fase della vita delle batterie stazionarie, ad esempio la fase di produzione o i processi di fine vita e recupero di materia, e che mirano a identificare i materiali e le operazioni più impattanti a livello ambientale.
- Studi che confrontano più modelli di batterie, che si differenziano a livello chimico, per la potenza, per la capacità di accumulo.
- Review di letteratura che considerano articoli di analisi di batterie stazionarie.
- Studi che analizzano un solo modello di batteria e che hanno come obiettivo quello di individuare i materiali e le operazioni più impattanti, proponendo anche delle alternative maggiormente sostenibili.

Considerando questi criteri, tredici documenti sono risultati idonei per l'analisi (Tabella 1).

Tabella 1: documenti considerati per l'analisi bibliografica di batterie per accumulo stazionario

Autori	Titolo	Anno	Tipologia di documento
Vandepaer, L, Cloutier, J, Amor, B	Environmental impacts of Lithium Metal Polymer and Lithium-ion stationary batteries	2017	Articolo di rivista
Hiremath, M, Derendorf, K, Vogt, T	Comparative life cycle assessment of battery storage systems for stationary applications	2015	Articolo di rivista
Sullivan, J, L, Gaines, L	A review of battery life-cycle analysis: state of knowledge and critical needs	2010	Rapporto tecnico
Hiremath, M, Siebenhuener, B, Vogt, T, Heinemann, D	Comparative Life Cycle Assessment of Stationary Battery Storage Technologies for Balancing Fluctuations of Renewable Energy Sources	2014	Rapporto tecnico
Gaines, L, Sullivan, J, Burnham, A, Belharouak, I	Life-cycle analysis for lithium-ion battery production and recycling	2011	Articolo incluso in atti di convegno
Sullivan, J, L, Gaines, L	Status of life cycle inventories for batteries	2012	Articolo di rivista
Wang, Q, Liu, W, Yuan, X, Tang, H, Tang, Y, Wang, M, Sun, J	Environmental impact analysis and process optimization of batteries based on life cycle assessment	2018	Articolo di rivista
Spanos, C, Turney, D, E, Fthenakis, V	Life-cycle analysis of flow-assisted nickel zinc-, manganese dioxide-, and valve-regulated lead-acid batteries designed for demand-charge reduction	2015	Articolo di rivista
Longo, S, Antonucci, V,	Life cycle assessment of storage systems: the case study of a sodium/nickel chloride battery	2014	Articolo di rivista

Autori	Titolo	Anno	Tipologia di documento
Cellura, M, Ferraro, M			
Liang, Y, Su, J, Xi, B, Yu, Y, Ji, D, Sun, Y, ... Zhu, J	Life cycle assessment of lithium-ion batteries for greenhouse gas emissions	2017	Articolo di rivista
Denholm, P, Kulcinski, G, L	Life cycle energy requirements and greenhouse gas emissions from large scale energy storage systems	2004	Articolo di rivista
Rydh, C, J	Environmental assessment of vanadium redox and lead-acid batteries for stationary energy storage	1999	Articolo di rivista
Mahmud, M, A, Huda, N, Farjana, S, H, Lang, C	Comparative life cycle environmental impact analysis of lithium-ion (Lilo) and nickel-metal hydride (NiMH) batteries	2019	Articolo di rivista

Considerando l'anno di pubblicazione dei lavori analizzati, otto studi sono stati realizzati tra il 2014 e il 2019, tre studi sono stati pubblicati tra il 2013 e il 2009, mentre solo due studi sono precedenti al 2009. La maggior parte dei documenti considerati sono articoli pubblicati su riviste scientifiche (dieci su tredici), due documenti sono rapporti tecnici realizzati da centri di ricerca, infine uno studio rappresenta un articolo pubblicato all'interno degli atti di un convegno.

Come è possibile notare in Figura 1, si evidenzia una carenza di studi che siano contemporaneamente sia aggiornati che riferiti alla situazione italiana, o perlomeno europea, di sistemi di accumulo stazionario.

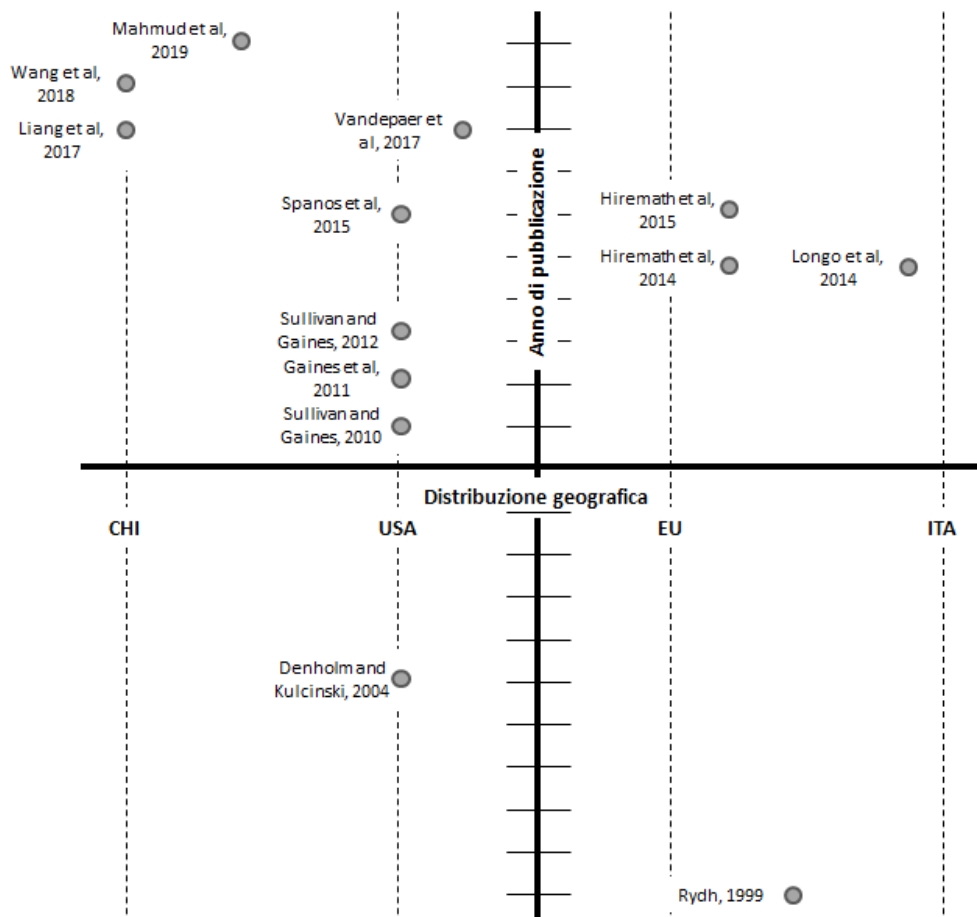


Figura 1: livello di aggiornamento e distribuzione geografica degli studi considerati nella presente analisi di letteratura

3. Goal and scope

Nei lavori considerati la definizione dell'obiettivo è sempre presente, anche se pochi studi esplicitano chiaramente il contesto decisionale e il target cui lo studio è rivolto. La corretta definizione dell'unità funzionale rappresenta un aspetto tutt'altro che banale e omogeneo: tre studi considerano la quantità di energia consegnata dal sistema di accumulo, quattro studi la capacità di accumulo delle batterie, due studi la massa della batteria mentre uno studio l'intera batteria, includendo anche l'interfaccia di gestione. Inoltre, non sempre è esplicitata la durata delle batterie, o il numero di cicli previsti nella vita media dei dispositivi. In alcuni studi questo tipo di informazione è però riportato in successive fasi dell'analisi.

L'unità funzionale descritta più nel dettaglio è quella dello studio di Rydh (Rydh, 1999): l'unità funzionale coincide con un sistema di accumulo di energia con una potenza di 50 kW, una capacità di accumulo di 450 kWh e una distribuzione di energia di 150 kWh di energia elettrica al giorno per 20 anni. Studi più recenti hanno evidenziato come ai fini del confronto tra diverse opzioni tecnologiche

siano preferibili unità funzionali più “neutrali” da un punto di vista tecnologico (Vandepaer et al, 2017; Hiremath et al, 2015; Wang et al, 2018; Spanos et al, 2015; Liang et al, 2017). In questo caso quindi potrebbe essere opportuno utilizzare come unità funzionale la capacità della batteria (1 MWh) specificando la potenza e il numero di cicli per cui tale capacità viene garantita.

Per quanto riguarda i confini del sistema dei lavori considerati, tutti gli studi analizzano gli impatti della fase di produzione delle batterie, cinque studi valutano anche gli impatti della fase d’uso, otto gli impatti del fine vita e i benefici connessi al recupero di materia. Per realizzare un’analisi il più completa possibile è auspicabile valutare gli impatti della batteria seguendo un’ottica Cradle to Grave, considerando quindi tutti gli impatti generati in ogni fase di vita del sistema di accumulo. Nella definizione dei confini del sistema non sono mai esplicitate regole quantitative di cut-off, mentre si indicano le fasi del ciclo di vita che non sono considerate nello studio. Le fasi omesse sono di solito quelle modellate con dati che presentano una elevata incertezza e questo aspetto è rilevato soprattutto per la fase di fine vita delle batterie.

Nessuno degli studi considerati ha previsto un eventuale processo di allocazione.

Come descritto nel documento ILCD Handbook della Commissione Europea (EU-JRC, 2011) la selezione delle categorie di impatto deve essere consistente con l’obiettivo dello studio e con le applicazioni dei risultati desiderate.

La categoria di impatto maggiormente considerata è Global Warming (dieci studi su tredici); Acidification, Eutrophication ed Energy (categoria che include CED, Non-renewable energy requirement, Renewable energy requirement) sono utilizzate in sei studi su tredici; cinque studi considerano le categorie di impatto Ozone depletion e Land use, mentre Photo-oxidant formation, Resources depletion, Ionising radiation, Ecotoxicity sono presenti in quattro studi. Le restanti categorie di impatto (vedi Figura 9) sono utilizzate con minore frequenza.

In base alla frequenza di uso, alla rilevanza rispetto al tema in esame e all’affidabilità del metodo di quantificazione suggerito per il contesto europeo dal JRC (EU-JRC, 2010), gli indicatori che risultano più idonei per analizzare i potenziali impatti di sistemi di accumulo stazionario sono i seguenti: Global Warming, Acidification, Eutrophication, Cumulative Energy Demand, Resources depletion.

In Figura 2 si riassumono le categorie di impatto considerate negli studi analizzati.

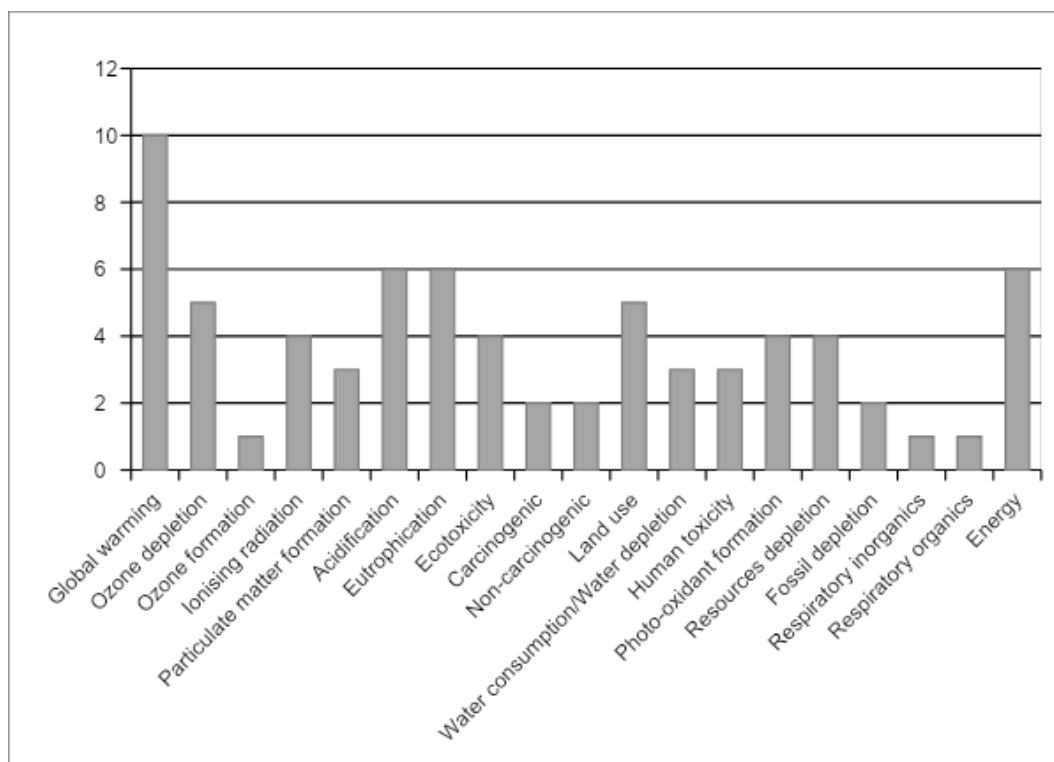


Figura 2: categorie di impatto considerate negli studi analizzati

4. Life Cycle Inventory – LCI

La quasi totalità dei lavori considera dati secondari, la maggior parte delle volte ricavati consultando il database Ecoinvent o facendo riferimento alla letteratura disponibile. I dati primari, presenti solo in tre studi (Wang et al, 2018; Longo et al, 2014; Rydh, 1999), sono ricavati grazie a collaborazioni con i produttori di batterie, i quali hanno fornito le informazioni tecniche necessarie per le analisi: massa dei componenti utilizzati, consumi energetici dei processi di fabbricazione, quantità di rifiuti prodotti, percentuale di materia riciclata utilizzata, operazioni di manutenzione delle batterie. In generale si osserva una carenza generalizzata di dati primari, che ovviamente mina l'affidabilità e la possibilità di futuri aggiornamenti dei lavori realizzati.

5. Life cycle impact assessment – LCIA

In base ai risultati delle valutazioni degli impatti degli studi analizzati, la fase più impattante risulta essere quella di uso delle batterie, mentre la seconda fase è generalmente la fase di produzione. Per quanto riguarda il fine vita, l'incertezza legata al riciclo di materiale o l'assenza di informazioni sicure non consente di ottenere risultati univoci. Considerando le due sotto fasi che caratterizzano la fase di produzione, generalmente la fase di fabbricazione delle batterie risulta essere più impattante di quella di estrazione e lavorazione delle materie prime.

Questo risultato, però, è spesso influenzato dal luogo in cui si realizzano queste due fasi e dal mix energetico considerato.

Il grafico che segue (Figura 3) riassume la variabilità dei risultati legati alle emissioni di gas serra per capacità di accumulo della batteria, relativi agli studi per i quali è stato possibile estrarre o desumere tale valore. Gli impatti sono relativi alla sola fase di produzione delle batterie.

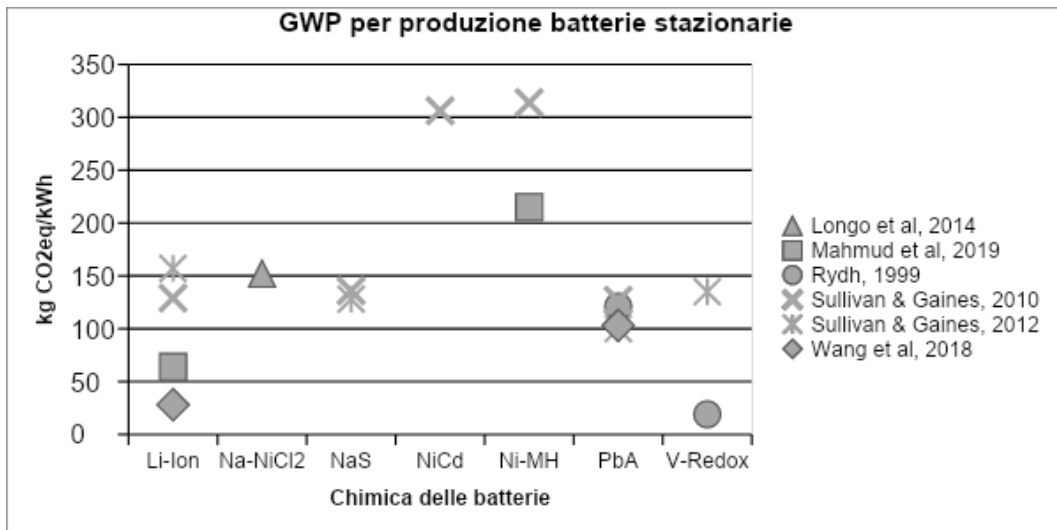


Figura 3: rappresentazione grafica dell'indicatore Global Warming Potential (kg CO₂eq/kWh) corrispondente alla fase di produzione delle batterie stazionarie

6. Analisi di sensibilità e incertezza

Dalla presente analisi di letteratura emerge che otto studi su tredici realizzano analisi di sensibilità e incertezza per verificare l'andamento dei risultati ottenuti. Queste analisi sono realizzate variando la percentuale di materia riciclata utilizzata durante la fase di produzione delle batterie, modificando le masse in input relative ai processi più impattanti, variando i metodi utilizzati, considerando diverse modalità di utilizzo delle batterie. Solo due studi (Vandepaer et al, 2017, Longo et al, 2014) realizzano un'analisi di incertezza con simulazione Monte-Carlo. Come consigliato da ILCD (EU-JRC, 2011) realizzare analisi di sensibilità e incertezza consente di verificare l'andamento dei risultati in funzione dei parametri che si modificano. Nello specifico, si consiglia di realizzare analisi di sensibilità e incertezza come quelle realizzate negli studi analizzati: considerando diversi mix energetici, diverse percentuali di materia riciclata in sostituzione di materiale vergine nella fase di produzione, diverse modalità di utilizzo delle batterie.

7. Conclusioni

I risultati dei tredici studi indicano che la fase d'uso è la più impattante del ciclo di vita delle batterie stazionarie. L'utilizzo di energia prodotta da fonti rinnovabili e l'aumento dell'efficienza di accumulo dei sistemi considerati sono i due fattori su cui agire per diminuire gli impatti di questa fase. La fase di produzione delle batterie risulta essere la seconda fase più impattante. Anche in questo caso, l'utilizzo di energia prodotta da fonti rinnovabili, l'uso di materia prima seconda, l'aumento dell'efficienza dei processi di lavorazione dei materiali e di fabbricazione delle batterie rappresentano i parametri che possono modificare e diminuire gli impatti di questa fase. Infine, la scarsa qualità e la poca disponibilità di dati primari e secondari relativi al fine vita determina una elevata incertezza per questa fase delle batterie. Di conseguenza, per questa fase di vita delle batterie, è necessario realizzare ipotesi caratterizzate da un grado di incertezza non trascurabile.

Nonostante il buon livello degli studi analizzati, la forte dipendenza dei risultati dai mix energetici utilizzati e la veloce evoluzione del settore sono fattori che rendono opportuno condurre studi di LCA relativi a tecnologie aggiornate e riferiti al contesto Italiano ed Europeo. In quest'ottica, l'analisi condotta ha permesso di individuare sia quali siano le categorie di impatto preferibilmente da considerare, sia quale debba essere la funzione di utilità da adottare. L'uso di analisi di sensibilità e incertezza è consigliato per tutti i casi in cui la presenza di dati secondari, soprattutto per i processi di fine vita delle batterie, potrebbe modificare l'entità dei risultati finali degli studi.

8. Ringraziamenti

Questo lavoro è stato finanziato dal Fondo di Ricerca per il Sistema Elettrico in ottemperanza al DM, 16 aprile 2018.

9. Bibliografia

Denholm, P, Kulcinski, G, L, 2004. Life cycle energy requirements and greenhouse gas emissions from large scale energy storage systems. *Energy Conversion and Management*. 45, 2153-2172.

EU Commission, JRC, Institute for Environment and Sustainability, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. Luxembourg: Publications Office of the European Union - EUR 24708 EN.

EU Commission, JRC, Institute for Environment and Sustainability, 2011. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context. Luxembourg: Publications Office of the European Union - First Edition - EUR 24571 EN.

Gaines, L, Sullivan, J, Burnham, A, Belharouak, I, 2011. Life-Cycle analysis for lithium-ion battery production and recycling. 90th Annual Meeting of the Transportation Research Board. Washington D.C.

- Hiremath, M, Siebenhuener, B, Vogt, T, Heinemann, D, 2014. Comparative Life Cycle Assessment of Stationary Battery Storage Technologies for Balancing Fluctuations of Renewable Energy Sources. University of Oldenburg, Oldenburg.
- Hiremath, M, Derendorf, K, Vogt, T, 2015. Comparative Life Cycle Assessment of Battery Storage Systems for Stationary Applications. *Environmental Science and Technology*. 49, 4825-4833.
- Liang, Y, Su, J, Xi, B, Yu, Y, Ji, D, Sun, Y, C, C, Zhu, J, 2017. Life cycle assessment of lithium-ion batteries for greenhouse gas emissions. *Resources, Conservation and Recycling*. 117, 285-293.
- Longo, S, Antonucci, V, Cellura, M, F, M, 2014. Life cycle assessment of storage systems: the case study of a sodium/nickel chloride battery. *Journal of Cleaner Production*. 85, 337-346.
- Mahmud, M, A, Huda, N, Farjana, S, H, Lang, C, 2019. Comparative life cycle environmental impact analysis of lithium-ion (Lilo) and nickel-metal hydride (NiMH) batteries. *Batteries*. 5, 22.
- MiSE, MATMM, 2019. Piano Nazionale Integrato per l'Energia e il Clima.
- 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.
- Rydh, C, J, 1999. Environmental assessment of vanadium redox and lead-acid batteries for stationary energy storage. *Journal of Power Sources*. 80, 21-29.
- Spanos, C, Turney, D, E, Fthenakis, V, 2015. Life-cycle analysis of flow-assisted nickel zinc-, manganese dioxide-, and valve-regulated lead acid batteries designed for demand-charge reduction. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 43, 478-494.
- Sullivan, J, L, Gaines, L, 2010. A review of battery life-cycle analysis: state of knowledge and critical needs. U.S. Department of Energy. Chicago.
- Sullivan, J, L, Gaines, L, 2012. Status of life cycle inventories for batteries. *Energy Conversion and Management*. 58, 134-148.
- Vandepaer, L, Colutier, J, Amor, B, 2017. Environmental impacts of Lithium Metal Polymer and Lithium-ion stationary batteries. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 78, 46-60.
- Wang, Q, Liu, W, Yuan, X, Tang, H, Tang, Y, Wang, M, Zuo, J, Song, Z, Sun, J, 2018. Environmental impact analysis and process optimization of batteries based on life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*. 174, 1262-1273.

Long-term prospective LCA of emerging photovoltaics

Simone Maranghi¹²³, Maria Laura Parisi¹²³⁴, Riccardo Basosi¹²³⁴, Adalgisa Sinicropi¹²³⁴

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

² LifeCARES srl - Life Cycle Assessment Renewable Energy and Sustainability, University of Siena

³ CSGI - Research Center for Colloids and Nanoscience, Florence

⁴ CNR-ICCOM - Italian National Council for Research, Institute for the Chemistry of OrganoMetallic Compounds, Florence

Email: simone.maranghi@unisi.it

Abstract

The identification of the environmental impacts of an innovative technology during the design and early development stages is crucial to ensure its potential future industrial production in a sustainability perspective. However, the application of LCA for the environmental assessment of emerging technologies poses several challenges that LCA analysts must face, particularly in the definition of a suitable methodological approach. In this paper, we review our experience in methodological modeling for the evaluation of the environmental impact of innovative PV technology with the application of prospective LCA with long-term future scenarios analysis.

1. Introduction

The environmental impacts generated during the whole life cycle of innovative or emerging technology are strictly related to the engineering solutions implemented at the early development stages (Villares et al., 2017). All the possible changes, even the smallest ones, made during the design phase, could lead to remarkable differences in the calculated environmental impacts. Thus, the environmental assessment of innovative technologies and their advantages and drawbacks compared with those more mature and already established on the market faces several crucial challenges (Frischknecht et al., 2009). These challenges mainly regard the lack of process data and information regarding the final system and the technological development route, the differences between the lab- or pilot- and the industrial-scale, the possible changes in the economic, environmental and social conditions (Cucurachi et al., 2018; Maranghi et al., 2020a).

The environmental impact associated with the various scale dimensions is influenced by substantial changes correlated with many process parameters. Performing an eco-design study starting from laboratory data is definitely complex, and the risk of outlining an environmental profile that does not correspond realistically to the plausible future industrial system is relatively high (Figure 1). Therefore, particular attention should be paid in future scenarios modeling so that LCA studies on emerging technologies that are based on scarce

primary data can adequately describe their environmental and energy performances during their operational lifetime (Parisi et al., 2020).

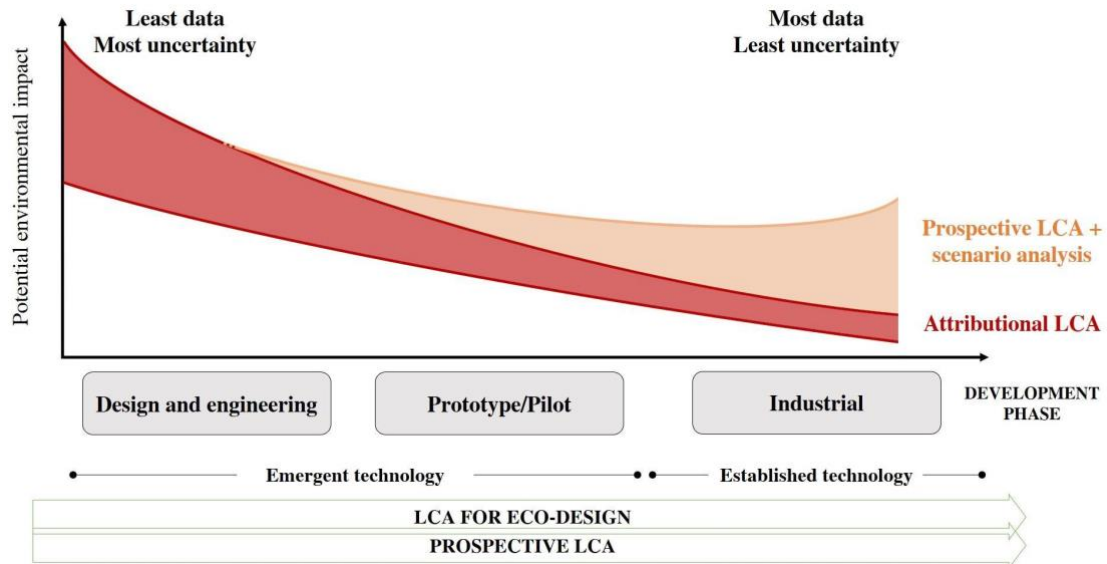


Figure 1: graphic representation of technology development related to the application of long-term prospective LCA (adapted from Hetherington et al., 2014; and Villares et al., 2017). Performing a prospective LCA with a future scenario analysis increases the possible range of environmental impacts due to the systematic variation of the methodological parameters and assumptions

The stimulating challenges related to the application of LCA at early-stages of the development of innovative technology boost the interest of the scientific community. The number of scientific publications on “prospective LCA”, “future-oriented LCA approach”, “ex-ante LCA” is rapidly growing, intending to recognize, investigate and discuss all the methodological challenges this approach poses (Cucurachi et al., 2018; Bergerson et al., 2020).

In this paper our latest research activities at the R²ESlab (www.r2eslab.com) concerning the evolution of the LCA methodological approach for the study of emerging PV technologies is reviewed and discussed. The modeling and the challenges that the application of long-term prospective LCA poses are described and analyzed in depth. The outcomes will help to support the design and the development of an innovative system when looking for future sustainable industrialization.

2. LCA methodological approaches

In our first approach for the environmental assessment of an innovative PV technology (i.e., the Dye-Sensitized Solar Cells, DSSC, Figure 2), an attributional

LCA with a scenario analysis for the use phase was performed (Parisi et al., 2013, 2014).

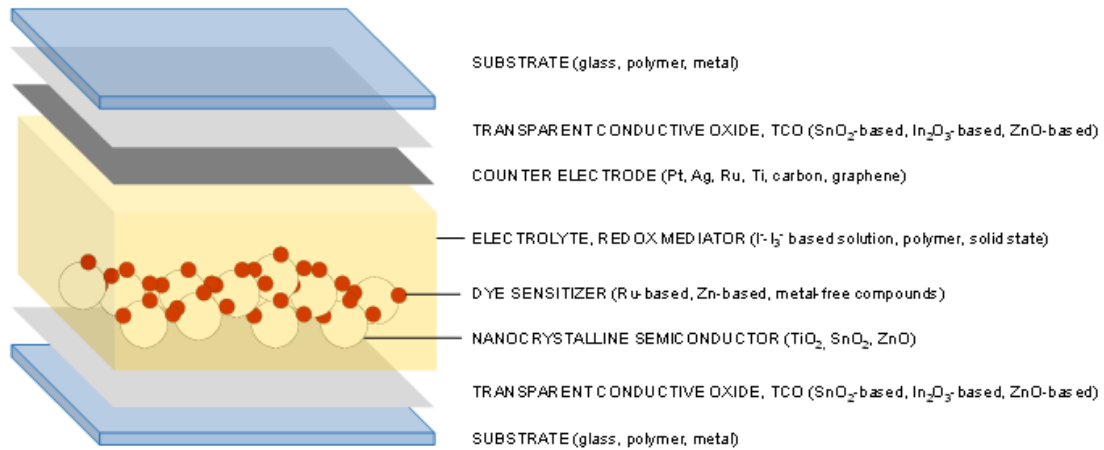


Figure 2: a sketch of the DSSC structure with the materials employed in the most common cell configurations

In this case, we faced several challenges starting from the goal and scope definition and LCI data gathering. The definition of the suitable goal and scope and the crucial methodological parameters, such as the final goal of the study, the system boundaries, the functional unit, the choice of LCIA methods and indicators, and all the related assumptions, was proposed and gradually improved thanks to the ISO 14040-14044 standards and scientific papers on LCA of conventional PV technologies.

Data gathering for the LCI phase was one of the most critical points, due to the lack of primary data and the scarcity of reliable secondary data. An extensive research on raw materials production, synthesis of new chemicals and manufacturing procedure was conducted to minimize the proxy usage and to reduce the inherent uncertainties related to the production phase. Particular attention was focused on the production scale of the PV system. Several data and information were related to the laboratory or pilot scale, and they were managed and implemented to be consistent with a semi-industrial production scale (Parisi et al., 2014).

Secondary data published in the literature were employed for the energy production and use phase modeling. A scenario analysis of the installation geographical localization and a simulation of the system degradation during the lifetime was performed supported by data found in several technical reports. The end-of-life and disposal phase was not considered due to the lack of data and information about this life cycle phase (Parisi et al., 2014). The application of this LCA methodological approach allowed us to compare the environmental and energy performance of DSSC technology with other conventional PV, providing

significant information about the potential environmental hotspots of the system and suggesting suitable solutions to contribute in improving the sustainability of such technology along with its development (Parisi et al., 2014).

We were able to model a strong baseline for the application of LCA to the manufacturing of emerging PV technology, providing preliminary but meaningful insights to support its future industrial development. Nevertheless, several drawbacks needed to be overcome to strengthen the LCA methodological framework and lead desirably to more robust and reliable results in a future perspective. These drawbacks can be summarized as follows (see also Figure 3), together with the main advantages of this methodological approach:

- Scarce reliability of secondary data and lack of primary information could lead to misleading methodological assumptions
- High uncertainty related to the scale-up process from laboratory to industrial scale
- Lack of information on reliable industrial production and operational phase
- Scarce info about near-future and long-term application

Data availability	Data reliability	Uncertainty
Identification of environmental hotspots	Reliability of assumption	Use phase scenarios
Scale-up modeling	Future perspective	Market perspective

Figure 3: schematic depiction of the major advantages and drawbacks of the first approach, using a qualitative color-coded representation (green stands for the best methodological parameter; red and orange identifies the worst and the second-worst methodological parameter; yellow represents an intermediate value)

An improvement of the methodological approach was performed with the application of LCA for the environmental evaluation of DSSC technology reported in Parisi et al. (2020). The analyzed emerging PV system was a DSSC module intended for Building Integrated Photovoltaic (BIPV) application manufactured by the Dyepower consortium on a semi-industrial scale. In this case, we cooperated with experts in the field of chemical and industrial engineering, and we were able to gather primary data regarding the manufacturing and operational phases and to model a more extensive LCA methodological framework in a future perspective.

The analysis was conducted in compliance with the ISO 14040-14044 guidelines along with the more elaborated International Reference Life Cycle Data System

(ILCD) Handbook Guidelines (European Commission JRC, 2010), and in agreement with the International Energy Agency's (IEA) guidelines on future energy supply scenarios, to assess the potential of future electricity-generating technologies (Frischknecht et al., 2014; 2016).

The methodological approach was set to assess the environmental impact related to PV modules' manufacturing based on real production process data (top-down data collection approach), and to evaluate the mass production potential from a long-term temporal-window life cycle perspective. The definition of the main LCA parameters and assumptions in the goal and scope, and the primary data gathered for LCI were essential to model several possible future technological development scenarios for the production and use phases. The modeling was focused on the systematic variation of manufacturing parameters regarding the material or energy consumption, and operational parameters such as efficiency and lifetime. Furthermore, a modeling of the future evolution of the electricity mix production in Europe was performed to get more reliable and comprehensive results (Parisi et al., 2020).

The application of the scenario analysis with a future-oriented approach to several life cycle phases (i.e., manufacturing, use phase) and the future electricity mix helped in mitigating the uncertainties on the results, giving essential information regarding the effects on the environmental profile caused by the possible future technological development route. These results allowed us to identify some environmental thresholds that could be overcome by the studied emerging technology only with specific engineering solutions.

The most important advantages and drawbacks of this methodological approach are summarized and reported in Figure 4. The identified weak point of this approach is the moderate uncertainty related to the reliability and the effective implementation of the technological development scenarios, and the effect of the market dynamics of innovative technologies on the LCA results, that could be overcome only with the application of a consequential approach. However, despite the additional results that a consequential approach could provide, the latter is characterized by a remarkable degree of uncertainty (Zamagni et al., 2012). The risk of obtaining imprecise or misleading results analyzing an emerging technology that is far from its industrial development is very high.

Data availability	Data reliability	Uncertainty
Identification of environmental hotspots	Reliability of assumption	Use phase scenarios
Scale-up modeling	Future perspective	Market perspective

Figure 4: schematic depiction of the major advantages and drawbacks of the approach using a qualitative color-coded representation (green stands for the best methodological parameter; red and orange identifies the worst and the second-worst methodological parameter; yellow represents an intermediate value)

3. Major outcomes

The refinement of the LCA methodological approach allows for the identification of the environmental hotspots of the innovative PV technology, emphasizing the alternative materials and engineering solutions that could allow for an improvement of the environmental profile of the DSSC module for BIPV application.

From a general point of view, the impact of metals (e.g, platinum, tin, indium, silver, ruthenium) and organic solvents employed in the fabrication of innovative PV resulted as the most relevant environmental hotspot. In particular, the use of metals should be avoided and replaced by other materials if possible, even if this could lead to a decrease in energy production performances. This is primarily due to the high uncertainty related to the toxicity of metals and the lack of reliable models to describe their environmental mechanism.

Some manufacturing processes are not suitable for industrial development and large mass production of PV, due to high energy or material consumption, low productivity and up-scalability. Thanks to the LCA approach and results, we were able to suggest which manufacturing processes could be pursued to ensure a reliable industrial scale-up in an environmental sustainability perspective.

The application of a prospective LCA with a future long-term scenario approach, allows for the identification of the thresholds of the most critical parameters of the operational phase, such as efficiency and lifetime. For some calculated environmental impacts and PV indicators, beyond a certain threshold, further improvement would be possible by exclusively replacing some materials among the components of the PV module. This outcome allows for the evaluation of the technological readiness level of the innovative PV, giving essential information for the effective industrial development of these technologies.

4. Conclusions and future outlooks

A prospective LCA approach for the investigation of the eco-profile of emerging PV technology, based on predictive scenarios featuring technological development and energy mix evolution, is presented. The evolution of the LCA methodological approach leads to the definition of a robust framework for the evaluation of innovative PV technologies.

All the production scales should be considered, and depending on the starting point of the analysis, several methodological solutions should be implemented. The identification of critical parameters and most crucial assumption made during the goal and scope and life cycle inventory phases of LCA, coupled with the identification of the primary environmental hotspot of the PV technology, is proposed. The relevance of the scenario analysis and uncertainty evaluation are emphasized and integrated into the approach.

Future improvement will focus on an in-depth evaluation of the toxicity of the innovative technology. It should be underlined that the impact of toxicity-related environmental categories is characterized by an inherent uncertainty due to the characterization of the inorganic compounds' toxicity (in particular, heavy metals), and the definition of their environmental mechanism models (Maranghi et al., 2020b). Thus, further precise analysis should be carried out to investigate their fate, exposure, and effects (i.e., ecotoxicological analysis).

Another future improvement will be the analysis of the raw materials in the context of raw material scarcity and availability, market conditions and trends, amounts and substitution potentials (Directorate General Enterprise and Industry, 2014). This is pivotal because if changes are to be implemented in the development of emerging technologies, it is of equal priority to search for an overall reduction in environmental impacts and to avoid unexpected impacts that can be generated elsewhere in the product's life cycle or on other systems' life cycles.

5. References

- Bergerson, J, Cucurachi, S., Seager, T, 2020. Special Issue: Life Cycle Assessment of Emerging Technologies, 1-262, ed. Wiley.
- Cucurachi, S, Van Der Giesen, C, Guinée J, 2018. Ex-ante LCA of Emerging Technologies. *Procedia CIRP*, 69, 463. doi: 10.1016/j.procir.2017.11.005.
- Directorate General Enterprise and Industry, 2014. EU critical raw materials profiles (report), 77–85.
- European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability. 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook -- General guide for Life Cycle Assessment -- Detailed guidance.
- Frischknecht, R, Büsler, S, Krewitt, W, 2009. Environmental assessment of future technologies: How to trim LCA to fit this goal? *Int. J. Life Cycle Assess.* 14, 584.

- Frischknecht, R, Heath, G, Raugei, M, Sinha, P, de Wild Scholten, M, 2016. Methodology Guidelines on Life Cycle Assessment of Photovoltaic Electricity 3rd Edition. vol. IEA PVPS T.
- Frischknecht, R, Itten, R, Wyss, F, Blanc, I, Heath, G, Raugei, M, et al., 2014. Life cycle assessment of future photovoltaic electricity production from residential - scale systems operated in Europe.
- Hetherington, AC, Borrion, AL, Griffiths, OG, McManus, MC, 2014. Use of LCA as a development tool within early research: Challenges and issues across different sectors. *Int. J. Life Cycle Assess.* 19, 130.
- Maranghi, S, Parisi, ML, Basosi, R, Sinicropi A, 2019. Environmental profile of the manufacturing process of perovskite photovoltaics: harmonization of life cycle assessment studies. *Energies* 12, 3746.
- Maranghi, S, Parisi, ML, Basosi, R, Sinicropi, A, 2020. LCA as a support tool for the evaluation of industrial scale-up, in: Maranghi, S, Brondi, C, (Ed.), *Life cycle assessment in the chemical product chain: Challenges, methodological approaches and applications*, ed. Springer.
- Parisi, ML, Maranghi, S, Sinicropi, A, Basosi, R, 2013. Development of Dye Sensitized Solar Cells: A Life Cycle Perspective for the Environmental and Market Potential Assessment of a Renewable Energy Technology. *Int. J. Heat Technol.* 2013, 31. doi:10.18280/ijht.310219.
- Parisi, ML, Maranghi, S, Vesce, L, Sinicropi, A, Di Carlo, A, Basosi, R, 2020. Prospective Life Cycle Assessment of Third-Generation Photovoltaics at the Pre-Industrial Scale: A Long-Term Scenario Approach. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 121, 109703.
- Villares, M, Isildar, A, Van der Giesen, C, Guinée, J, 2017. Does ex ante application enhance the usefulness of LCA? A case study on an emerging technology for metal recovery from e-waste. *Int. J. Life Cycle Assess.* 22, 1618.
- Zamagni, A, Guinée, J, Heijungs, R, Masoni, P, Raggi, A, 2012. Lights and shadows in consequential LCA. *Int. J. of LCA.* 17, 904.

Dalla PCR alla EPD: il percorso di sostenibilità dell'attività estrattiva del calcare micronizzato di Gola della Rossa Mineraria (Ancona)

Emy Fuffa¹, Elena Neri^{2,3}, Riccardo M. Pulselli^{2,3}, Piero Farabollini¹, Stefano Boria⁴

¹Università degli Studi di Camerino

² INDACO₂ srl

³LABORIOSO, Laboratorio di Ricerca Congiunto, Università degli Studi di Siena

⁴ Gola della Rossa Mineraria, S.p.A.

Email: emy.fuffa@unicam.it

Abstract

Il presente studio espone il percorso effettuato dall'azienda Gola della Rossa Mineraria SpA e basato su un approccio Life Cycle Thinking. In particolare, l'analisi ha interessato il processo produttivo del calcare micronizzato, materiale utilizzato principalmente per il settore farmaceutico e agri-food, nel sito di Serra San Quirico, Ancona. I risultati ottenuti da un primo studio LCA hanno costituito la base per l'ottenimento di una pre-certificazione EPD (EPD definitiva in fase di approvazione) e per lo sviluppo di una PCR specifica per rocce micronizzate. Lo studio ha rappresentato il punto di partenza per la definizione di un percorso aziendale di miglioramento continuo e mitigazione degli impatti. La ricerca è stata parte di una tesi di dottorato.

1. Introduzione

L'attività estrattiva coinvolge molti settori dell'economia italiana, come infrastrutture e edilizia. Le cave interessano fortemente il paesaggio e l'identità dei territori in cui le attività si svolgono e sollecitano ragionamenti in merito alla non rinnovabilità delle risorse estratte e alla gestione del suolo e dei beni comuni (Legambiente, 2018). In Europa si guarda a questo tema come a una frontiera di innovazione, dove poter introdurre criteri di gestione del settore edilizio e criteri di riqualificazione delle aree non più in uso come occasione di valorizzazione. Il tema della sostenibilità e la sensibilizzazione verso questo argomento stanno ottenendo sempre più interesse nel settore, anche se applicazioni concrete non sono ad oggi molto diffuse.

Dall'analisi della letteratura non esistono studi su LCA applicate al calcare micronizzato e anche per il settore estrattivo i casi analizzati sono limitati. Alcune ricerche riguardano il confronto degli impatti ambientali degli inerti naturali e del riutilizzo dei rifiuti da demolizione e da costruzione (Simion et al., 2013). Altri autori hanno evidenziato e discusso lo sviluppo di una strategia di modellazione per la simulazione delle emissioni di polveri in uscita dalle miniere (Appleton et al., 2006) o hanno considerato l'uso dell'energia in miniera, da parte di macchine di carico e scarico (Jeswiet et al., 2015). Un altro studio documenta i dettagli e i dati utilizzati per sviluppare una valutazione del ciclo di vita dalla culla al cancello

(LCA) del carbonato di calcio utilizzando i dati di inventario e di elaborazione ottenuti direttamente dalla regione nordamericana dell'Associazione dei Minerali Industriali (IMA-NA, 2016). Altri autori hanno calcolato la valutazione dell'impatto del ciclo di vita dell'estrazione artigianale di pietra arenaria sull'ambiente e sulla salute dei lavoratori della miniera (Agwa-Ejon & Pradhan, 2018). Infine, in uno studio di Notarnicola et al. (2018) è stata discussa l'applicazione del metodo LCA per valutare l'impatto ambientale di un sistema di estrazione e trattamento degli aggregati calcarei.

Questa ricerca tiene conto di tutte le fasi del ciclo di vita, a partire dall'estrazione delle materie prime fino al trattamento finale dei rifiuti prodotti. La valutazione d'impatto evidenzia i punti critici del sistema, che riguardano il consumo di energia elettrica degli impianti di produzione, l'uso di carburante per i macchinari e l'uso di esplosivi nella fase di coltivazione frontale delle cave.

Il presente studio rappresenta quindi il primo esempio di applicazione della LCA a prodotti micronizzati provenienti da attività estrattiva. I risultati ottenuti sono stati utili non solo per l'ottenimento della pre-certificazione EPD e per lo sviluppo di una PCR specifica, ma soprattutto come primo screening gestionale all'interno dell'azienda, per intraprendere un percorso di miglioramento continuo.

La ricerca descritta in questo articolo ha costituito la base di una tesi di dottorato.

2. Materiali e Metodi

a. Caso di studio: ciclo produttivo Gola della Rossa Mineraria SpA

L'analisi del ciclo di vita è stata applicata alla produzione di carbonato di calcio micronizzato (granulometria $<200 \mu\text{m}$) ottenuto dalla cava di Gola della Rossa Mineraria SpA (GDRM), a Serra San Quirico (AN).

La roccia dalla quale proviene il prodotto presenta una purezza del 98%, che conferisce una caratteristica peculiare al micronizzato finale.

Questo prodotto è inserito come ingrediente in molti settori, ad esempio è utilizzato come ammendante nella composizione dei fertilizzanti nella filiera agroalimentare, come additivo per mangimi nella filiera zootecnica, come ingrediente nella produzione di farmaci, vetro e miscele per il settore delle costruzioni.

L'unità funzionale (UF) considerata nello studio si riferisce a 1t di calcare micronizzato al gate dell'azienda acquirente. Il prodotto non ha imballaggio ed è venduto sfuso.

Il processo produttivo (CORE process) dal quale derivano tutti i dati di inventario si riferisce all'attività estrattiva e alle serie di macinazioni e frantumazioni che avvengono all'interno della cava GDRM fino ad ottenere il micronizzato pronto alla vendita.

I dati di produzione si riferiscono ad un intervallo di due anni: anno 2017 e anno 2018.

I confini del sistema comprendono tutti i processi di produzione delle materie prime fino alla distribuzione del prodotto al gate dell'azienda acquirente (approccio "from cradle to gate, with options").

La figura seguente (Fig.1) rappresenta i confini del sistema e il diagramma di flusso per la produzione di una UF di calcare micronizzato, suddiviso in Upstream, Core e Downstream.

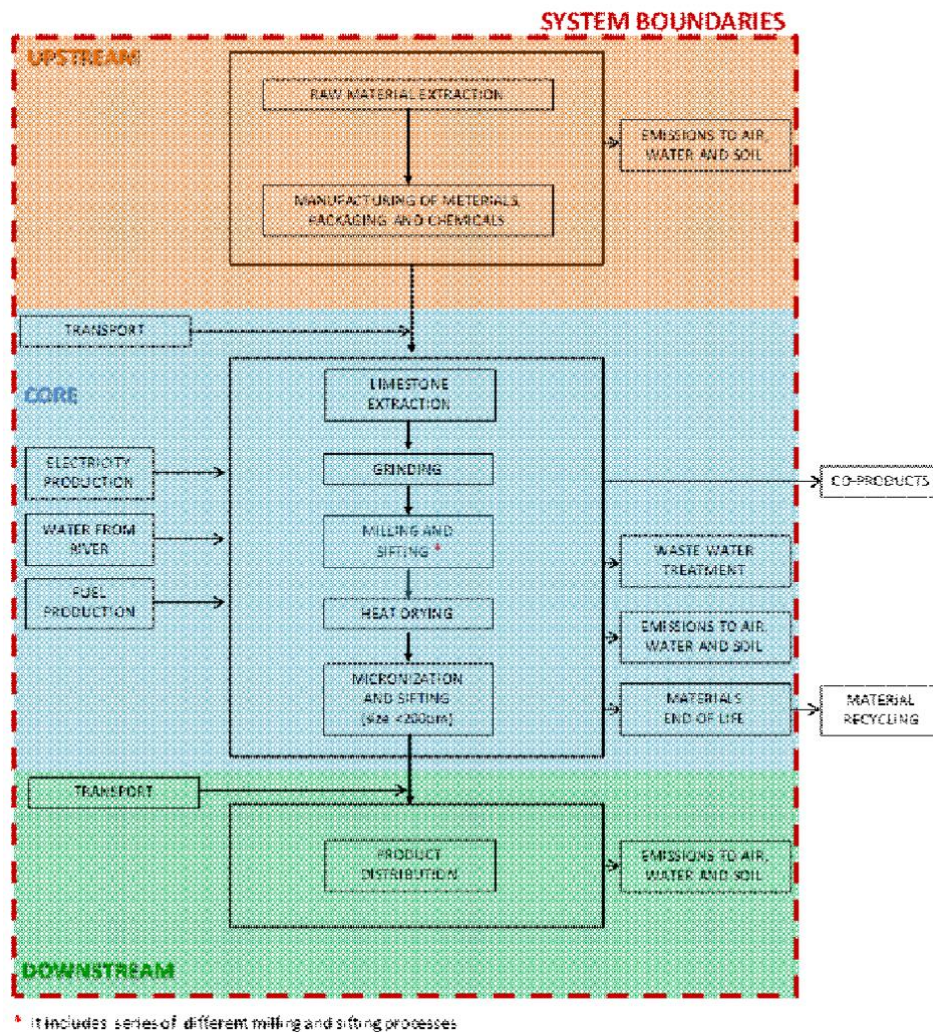


Figura 1: diagramma di flusso del processo produttivo e confini del sistema.

Sono inclusi nell'analisi tutti i componenti del macchinario che vengono sostituiti con maggiore frequenza (come pneumatici dei veicoli e nastri trasportatori).

Il ciclo di produzione del carbonato di calcio micronizzato comprende:

- Upstream process (from cradle to gate): ovvero la produzione e il trasporto delle materie prime utilizzate (e.g. prodotti chimici, componenti degli esplosivi, micce,

detonatori come il nitrato di ammonio, pentrite, fulminato di potassio, imballaggi, combustibili);

- Core process (from gate to gate): ovvero tutti i processi all'interno dell'azienda (e.g. trasporto delle materie prime dai principali fornitori a GDRM, consumo di energia elettrica, combustibili, acqua necessari alla produzione del micronizzato, il trattamento delle acque reflue, oltre ad esempio al trattamento di fine vita dei materiali di imballaggio). In particolare, il processo di Core può essere suddiviso in sottoprocessi, quali: l'estrazione della roccia, una serie di macinazioni, frantumazioni e vagliature, essiccazione, micronizzazione e setacciatura per la suddivisione delle differenti granulometrie.

- Downstream process: ovvero il trasporto per la distribuzione del prodotto finito all'azienda acquirente, che utilizzerà il carbonato di calcio micronizzato come componente dei futuri prodotti (i.e. scenario di trasporto medio in Italia, 500km distanza).

Sono esclusi dai confini del sistema la fase di uso e fine vita del prodotto, in quanto estremamente variabili a seconda del settore nel quale il prodotto è utilizzato. Il calcare micronizzato è venduto sfuso, quindi non ha packaging. Lo scarto di materiale prodotto non è stato incluso poiché costituito da quantità irrilevanti ai fini dell'analisi (i.e. <1%)

L'allocazione è stata applicata con il criterio di massa, ripartendo i consumi di ogni fase alla quantità di output prodotti da ciascuna. I valori ottenuti sono poi stati divisi per le tonnellate di micronizzato prodotte.

I dati si riferiscono alla produzione dell'anno 2018 e derivano tutti da intervista diretta con i responsabili di ciascuna sezione o da schede tecniche fornite dall'azienda.

Poiché durante lo sviluppo della LCA non esisteva una PCR specifica per questa analisi, si è fatto riferimento alle PCR che più si potevano avvicinare al prodotto in esame (i.e. "Preparations used in animal feeding for food-producing animals" UN CPC 233, 2016:03 v.1.1 e "Mineral or chemical fertilizers" UN CPC 3461, 3462, 3463, 3464 & 3465, 2010:10 v.2.1) al fine di impostare la struttura dell'analisi in maniera esaustiva e utile ad avviare la procedura di pre-certificazione EPD sulla base dei risultati ottenuti.

Per quanto riguarda i dati secondari, è stata utilizzata la banca dati Ecoinvent v.3.4 (EcoInvent,2018) ed il modello di calcolo è stato sviluppato con l'ausilio del software LCA SimaPro 8.5.2.0 (Prè Consultant-SimaPro LCA software).

Lo studio ha portato all'ottenimento della pre-certificazione EPD (INDACO2, 2019) oltre a costituire la base per lo sviluppo di una nuova PCR.

3. Risultati e Discussioni

a. Risultati LCA per lo sviluppo PCR

I risultati ottenuti tramite l'analisi del ciclo di vita di 1 t di carbonato di calcio micronizzato sono riportati di seguito, facendo riferimento, per motivi di spazio, alle quattro categorie di impatto: GWP100, AP, EP e POP.

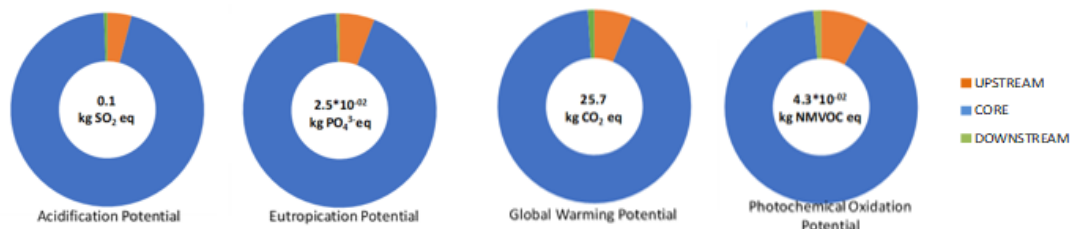


Figura 2: sintesi dei potenziali impatti ambientali per processo

GWP100 – Per 1 t di carbonato di calcio micronizzato sono emessi 25.7 kg CO₂eq. La fase che incide maggiormente risulta essere quella relativa al Core (93.2%) e principalmente dovuta al consumo di energia elettrica da rete (69.1%) e di metano per la produzione di calore (15.5%) oltre all'utilizzo di gasolio (6.3%) e al consumo di metano per l'energia elettrica (2.2%). La fase di upstream contribuisce al 5.8% dell'impatto totale, legata principalmente all'uso di prodotti chimici (5.4%). La fase downstream ha un contributo dell'1% sull'impatto totale, dovuto al trasporto del prodotto.

AP – Le emissioni per UF sono 1.1E-01 kg SO₂eq. La fase con maggiore impatto risulta essere quella relativa al core (95.4%), principalmente legato ai consumi di elettricità da rete (90.0%), oltre al metano per calore (2.9%) e gasolio per i mezzi (2.0%). La fase di upstream ha un'incidenza del 4.0% sull'impatto totale, dovuta all'utilizzo di prodotti chimici (3.6%). La fase downstream ha un contributo dello 0.6% sull'impatto totale, dovuto al trasporto del prodotto.

EP – L'impatto per UF è di 2.54E-02 kg PO₄³⁻eq. Il consumo di energia elettrica è il più importante (90.0%) nel processo core (93.7%). La fase di Upstream ha un'incidenza del 5.7%, dovuta all'uso di prodotti chimici (5.2%). La fase downstream ha un contributo dello 0.6% sull'impatto totale.

POP – Le emissioni totali generate dalla produzione di un'unità funzionale sono pari a 4.30E-02 kg NMVOC eq. Il contributo maggiore agli impatti totali è dato dal processo core (90.7%) dovuto all'utilizzo di energia elettrica proveniente dalla rete (7.1%), dal metano per calore (8.7%) e dal gasolio (3.2%) e dall'upstream 8.0%, di cui il 6.5% dovuto all'utilizzo di prodotti chimici.

In sintesi, è possibile notare che l'approvvigionamento energetico (consumi di elettricità da rete) e l'utilizzo di metano per l'essiccazione nella fase di Core sono risultate le principali criticità nel ciclo di vita del prodotto, per tutte le categorie d'impatto. Gli altri input incidono al di sotto del 5% sugli impatti totali. Possibili

raccomandazioni per azioni di mitigazione potrebbero riguardare la produzione di energia elettrica da fonti rinnovabili e una manutenzione o sostituzione dei macchinari meno efficienti. Sistemi per la generazione remota di elettricità da fonti rinnovabili (smart grid) o per la compensazione parziale delle emissioni sono ulteriori possibili strategie da valutare, oltre a quelle già in attuazione.

b. Sviluppo di una nuova PCR per il calcare micronizzato proveniente da cava

Poichè al momento dello svolgimento della LCA non esisteva una PCR o altre linee guida per analisi su carbonato di calcio micronizzato o, più in generale su rocce micronizzate (i.e. UN CPC Ver.2: 15200 - Gypsum; anhydrite; limestone flux; limestone and other calcareous stone, of a kind used for the manufacture of lime or cement e 15320 – Pebbles, gravel, broken or crushed stone, macadam; granules, chippings and powder of stone) e visto l'interesse dell'azienda a procedere con una certificazione EPD, si è ritenuto opportuno sviluppare una nuova PCR..

Le PCR 2016:03 v.1.1 (i.e. riguardante animal feed) e la 2010:10 v.2.1 (i.e. riguardante i fertilizzanti) sono state utilizzate come riferimento non solo per l'elaborazione della LCA, ma anche per lo sviluppo della PCR, in quanto riguardano un possibile futuro "destino", come ingrediente, del prodotto in questione.

L'elaborazione della LCA per il calcare micronizzato è stata di fondamentale importanza per definire i criteri di allocazione, identificare le categorie di impatto addizionali più appropriate e, in generale, per l'intera scrittura della nuova PCR.

È stato ritenuto opportuno, durante l'iter di elaborazione, di tenere fuori dallo scopo della PCR il settore delle costruzioni, in quanto sarebbe stato necessario sviluppare un documento a parte conforme alle EN 15804 (UNI EN 15804:2012). Si è ritenuto opportuno, quindi, che per l'utilizzo di rocce micronizzate in questo settore, il riferimento fossero le sub-PCR già esistenti.

Nel Public Consultation Stakeholder Group (PCSG), durante il processo di open consultation (06/2019-8/2019), sono stati coinvolti enti di ricerca, esperti LCA, enti certificatori, aziende nazionali ed internazionali, oltre ad associazioni del settore e possibili futuri utilizzatori del prodotto. Dopo l'approvazione delle modifiche suggerite da parte del PCSG e dalla Technical Committee, la PCR è stata pubblicata da EPD International AB (Environdec, 2019) ad inizio gennaio 2020 (EPD 2020:01).

4. Conclusioni

Questo studio rappresenta la prima esperienza di applicazione LCA a rocce micronizzate. I risultati ottenuti dallo studio hanno evidenziato le criticità del processo produttivo, utili all'implementazione di nuove strategie di gestione ambientale e mitigazione degli impatti in azienda.

L'utilizzo di energia elettrica e metano nella fase di Core sono risultati i principali hotspots nel ciclo di vita del prodotto, per tutte le categorie d'impatto analizzate.

La produzione di energia elettrica da fonti rinnovabili e una manutenzione o sostituzione dei macchinari meno efficienti sono azioni auspicabili. Sistemi per la generazione remota di elettricità da fonti rinnovabili (smart grid) o per la compensazione parziale delle emissioni sono ulteriori possibili strategie da valutare, oltre a quelle già in attuazione. Lo studio ha costituito la base per lo sviluppo di una pre-certificazione EPD e di una nuova PCR, pubblicata a gennaio 2020.

Sviluppi futuri riguarderanno l'ottenimento della EPD definitiva, basata sulle nuove PCR, e una nuova elaborazione sull'impianto estrattivo in sotterraneo della stessa azienda, entrato in produzione dal 2019.

5. Bibliografia

Agwa-Ejon J., Pradhan A., 2018. Life cycle impact assessment of artisanal sandstone mining on the environment and health of mine workers. *Environmental Impact Assessment Review*, Elsevier. Volume 72, p. 71-78.

Ecoinvent, 2018. The ecoinvent® v3.4 database. The Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf (CH).

EPD International (2017) General Programme Instructions of the International EPD® System. Version 3.0, dated 2017-12-11.

European Commission, 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, 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.

Fuffa E., 2020 Life cycle Assessment (LCA) of micronized limestone. UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI CAMERINO. School of Advanced Studies. Doctoral course in "Physical and Chemical Processing in Earth System" XXXII Cycle.

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

Guinée, J.B.; Gorrée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A. de; Oers, L. van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H. de; Duin, R. van; Huijbregts, M.A.J. 2002. Handbook on life cycle assessment.

Operational guide to the ISO standards. Part III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 692 pp.

Huijbregts, M.A.J.; Breedveld L.; Huppel, G.; De Koning, A.; Van Oers, L.; Suh, S. 2003. Normalisation figures for environmental life-cycle assessment: The Netherlands (1997/1998), Western Europe (1995) and the World (1990 and 1995). *Journal of Cleaner Production* 11 (7): 737-748.

IMA-NA Life Cycle Assessment Industry-Averaged calcium carbonate, 2016. Commissioned by Industrial Minerals Association North America.

INDACO2, 2019. Disclosure Report “Life Cycle Assessment–LCA della produzione di carbonato di calcio Micronizzato di Gola della Rossa Mineraria SpA”.

INDACO2, 2019. EPD Report (pre-certification). “Micronized limestone from quarry” for Gola della Rossa Mineraria S.p.A.

IPCC, ‘2006, Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories’, (IGES, Japan, 2006).

ISO 14040, 2006a, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework, International Organization of Standardization.

ISO 14044, 2006b, Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines, International Organization of Standardization.

ISO 14025:2006, Environmental labels and declarations – Type III Environmental declarations – Principles and procedures. The content of this standard is equivalent to EN ISO 14025:2010.

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

Legambiente, 2018. Il punto sulle cave in Italia. I numeri, le leggi e I piani, le buone e cattive pratiche. Rapporto di Legambiente sulla gestione dell’attività estrattiva nel territorio italiano.

Jeswiet J., Szekeres A., 2016. Energy Consumption in mining comminution. Elsevier, Volume 48, p. 140-145.

Klöpffer, W., 2014. Background and Future Prospects in Life Cycle Assessment, LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment. Springer, p. 262.

Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestedt, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura and H. Zhang, 2013: Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stoker, 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.

Notarnicola B., Tassielli G., Renzulli P.A., Lasigna F., Leone G., Di Capua R., 2018. Life Cycle Assessment of a calcareous aggregate extraction and processing system. Proceedings LCA network, p. 250 – 257.

PCR 2020:01 “Micronized stone from quarry for uses other than construction” UN CPC 15200 and 15320 under revision of TC of EPD International AB.

PCR 2016:03 v.1.1 “Preparations used in animal feeding for food-producing animals” UN CPC 233.

PCR 2010:10 v.2.1 “Mineral or chemical fertilizers” UN CPC 3461, 3462, 3463, 3464 & 3465.

Prè Consultant- SimaPro LCA software <http://www.pre.nl/content/simapro-lca-software>

Relazione Tecnica-Esecutivo-Plico A-Gola della Rossa Mineraria SpA.

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.

T. J. Appleton, S. W. Kingman, I. S. Lowndes & S. A. Silvester (2006) The development of a modelling strategy for the simulation of fugitive dust emissions from in-pit quarrying activities: a UK case study, International Journal of Mining, Reclamation and Environment, 20:1, 57-82.

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

Wernet, G., Bauer, C., Steubing, B., Reinhard, J., Moreno-Ruiz, E., and Weidema, B., 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. The International Journal of Life Cycle Assessment, [online] 21(9), pp.1218–1230. Available at: <http://link.springer.com/10.1007/s11367-016-1087-8> [Accessed 2019-10-11].

WBCSD & WRI, 2009. Product Life Cycle Accounting and Reporting Standard. Review Draft for Stakeholder Advisory Group. The Greenhouse Gas Protocol Initiative. November 2009.

L'utilizzo del Life Cycle Assessment nel settore della ristorazione. Una revisione sistematica della letteratura

Benedetta Esposito*, Maria Rosaria Sessa, Daniela Sica, Ornella Malandrino

Dipartimento di Scienze Aziendali, Management and Innovation Systems,
Università degli Studi di Salerno

Email: besposito@unisa.it

Abstract

Nell'ultimo decennio, il settore agroalimentare ha assunto un crescente rilievo per il raggiungimento degli obiettivi di sviluppo sostenibile. In questo contesto, la ristorazione, come anello di congiunzione tra la produzione e il consumo, si configura quale nodo strategico per accelerare il processo di adozione di pratiche sostenibili, ridurre gli impatti ambientali e massimizzare le performance energetiche delle organizzazioni. Per valutare tali performance e indirizzare i processi decisionali, l'utilizzo del Life Cycle Assessment (LCA) emerge come la metodologia di analisi più idonea al raggiungimento di queste finalità. Tuttavia, pochi sono i contributi scientifici sull'applicazione di tale tool al settore della ristorazione. Il presente lavoro analizza, attraverso una revisione sistematica della letteratura, lo stato dell'arte in merito all'adozione dell'LCA nel settore del food service e fornisce possibili linee di ricerca future.

1. Introduzione

Il settore della ristorazione, con un valore di 3.4 miliardi di dollari all'anno, si configura come uno dei settori di maggior rilievo a livello globale, rappresentando più del 40% dell'industria agroalimentare (IMARC, 2020). Tale rilievo, evidenzia il ruolo strategico rivestito dal settore del *food service* per l'intera filiera agroalimentare. Infatti, il settore della ristorazione si posiziona *nell'agri-food supply chain* come anello di congiunzione tra la produzione e il consumo, in grado di catalizzare il processo di adozione di modelli di *business* sostenibili (Takacs and Borrion, 2020; Esposito et al., 2020a) e di identificazione di possibili soluzioni in risposta alle sfide globali del settore (Notarnicola et al., 2015). In particolare, esso da un lato può migliorare l'efficienza dei sistemi produttivi attraverso interventi mirati sulla *supply chain* (Benis and Ferrao, 2017) e dall'altro, può promuovere un modello di consumo sostenibile, orientando i comportamenti e le preferenze dei consumatori (Wahlen and Heiskanen, 2012). In tale prospettiva, numerosi sono stati gli interventi e le strategie per promuovere la sostenibilità nella filiera ristorativa sia a livello nazionale che internazionale (i.e. RefID). Tuttavia, gli *environmental benefit* e la riduzione degli impatti ottenuti dall'implementazione di pratiche sostenibili sono valutati raramente dalle aziende e sono analizzati solo da un punto di vista quantitativo (Takacs and Borrion, 2020; Esposito et al., 2020b). Dunque, appare necessario l'utilizzo di una metodologia di valutazione delle *performance* energetiche e ambientali, in grado di fornire informazioni utili ad orientare i processi decisionali dei *manager* per il

raggiungimento di obiettivi di sviluppo sostenibile. In tale contesto, il *Life Cycle Assessment* (LCA) si configura come lo strumento di valutazione più idoneo a perseguire le finalità summenzionate. Tale metodologia, riconosciuta a livello internazionale dagli standard ISO 14040:2006 e ISO 14044:2006, permette di calcolare gli impatti sull'ambiente di un prodotto o un servizio durante l'intero ciclo di vita, in un'ottica "*from cradle-to-grave*" (Nebbia, 1991). Nonostante l'LCA sia riconosciuto come la metodologia più efficiente di *assessment* degli impatti ambientali, questo *topic* risulta ancora poco esplorato e sistematizzato nella ricerca scientifica nazionale ed internazionale (Takacs et al., 2020).

Partendo da tale *background*, considerando l'assenza di sistematizzazione su tali aspetti a livello accademico, il presente lavoro ha l'obiettivo di revisionare la letteratura scientifica in merito all'uso della metodologia LCA nel settore della ristorazione, per analizzare lo stato dell'arte e identificare possibili linee di ricerca future.

Il *paper* è strutturato in quattro sezioni. La prima sezione descrive la metodologia adottata per la realizzazione della *Systematic Literature Review* (SLR), il *coding process*, le *search strings* e i criteri di inclusione e di esclusione formulati. La seconda sezione presenta un'analisi descrittiva dei dati acquisiti. La terza sezione analizza sinteticamente i risultati della revisione. La quarta ed ultima sezione, traccia le conclusioni e descrive possibili linee di ricerca future.

2. Metodologia

La metodologia di ricerca adottata per la redazione della SLR, è basata su un processo articolato in cinque *step* (Denyer & Trandfield, 2006):

i) Sviluppo delle domande di ricerca; ii) Definizione dei *database*; iii) Ricerca degli articoli; iv) Studio, selezione e valutazione dei contributi; v) *Reporting* e discussione dei risultati.

Il primo *step* è stato caratterizzato dallo sviluppo delle domande di ricerca. Successivamente, sono stati selezionati i *database* su cui effettuare il *search process* degli articoli oggetto della revisione. Seguendo le linee guida proposte da Massaro et al. (2016), la ricerca è stata condotta sui *database Scopus (SC)* e *Web of Science (WoS)* nel mese di luglio 2020. La *query* di ricerca utilizzata, selezionando i campi "*Title*", "*Abstract*" e "*Keywords*", è la seguente: ("*Life Cycle Assessment*" AND ("*Restaurant*" OR "*Food service*" OR "*Catering*")). La ricerca è stata circoscritta all'intervallo temporale che va dal 2010 al 2020. Sono stati esclusi dall'analisi: libri, capitoli di libri, tesi e *conference paper*. Gli unici contributi selezionati sono articoli scientifici redatti in lingua inglese, al fine di fornire un'elevata qualità della ricerca. Inoltre, seguendo le linee guida di Petticrew and Roberts (2008), sono stati formulati i seguenti criteri di inclusione: a) studi empirici che si focalizzano sull' LCA applicato al settore della ristorazione; b) studi concettuali che si focalizzano sull'adozione dell'LCA nel settore della ristorazione; c) articoli disponibili in *full text*. Inoltre, sono stati esclusi articoli focalizzati sulla fase di approvvigionamento delle materie prime. Dopo un primo *screening*, il numero finale di *paper* selezionati è stato di 131 articoli per SC e 64 per WoS,

per un totale di 195 articoli. Seguendo il processo rigoroso di selezione dei contributi scientifici proposto da Manes Rossi et al. (2020), si è pervenuto ad un campione finale di 22 articoli (Tabella 1). Un elenco completo degli articoli revisionati è fornito nella sezione Appendice.

Il quarto step, dopo aver definito un *framework* analitico di riferimento, è stato focalizzato sul processo di *coding* e di analisi dei contributi scientifici selezionati. Il *framework* adottato è articolato nelle seguenti categorie di analisi: a) Paese; b) Tipologia di ricerca; c) Tipologia di ristorazione; d) *Topic* principale dell'articolo; e) unità funzionale (ove presente).

Infine, i risultati ottenuti dal processo summenzionato, sono stati analizzati in maniera critica, sia da un punto di vista tematico che descrittivo, fornendo un quadro d'insieme dello stato dell'arte in merito all'adozione dell'LCA nel settore della ristorazione ed evidenziando possibili linee di ricerca future.

Tabella 1: procedura di revisione sistematica. Partendo da un totale di 195 articoli ottenuti dalla ricerca effettuata sui database Scopus e Web of Science, si è giunti ad un totale di 22 articoli. Sono stati eliminati 55 duplicati, dopo aver effettuato uno screening del titolo e dell'abstract del sample, sono stati eliminati 30 articoli. Infine, lo screening completo ha determinato l'esclusione di 88 articoli (Tabella adattata da Manes Rossi et al., 2020)

Sample	Numero di articoli
1. Articoli ottenuti dalla ricerca (SC 131+ WoS 64)	195
2. Articoli duplicati rimossi	-55
3. Contributi relativi ad altri ambiti di ricerca (<i>screening</i> del titolo e dell' <i>abstract</i>)	-30
4. Contributi non rispondenti alle finalità del <i>paper</i> (<i>screening</i> completo del testo)	-88
Sample finale	22

3. Analisi descrittiva

Al fine di analizzare i *trend* in ambito scientifico in merito all'utilizzo dell'LCA per la valutazione degli impatti energetici e ambientali del settore della ristorazione, i 22 articoli identificati sono stati analizzati mediante l'utilizzo di tabelle di frequenza (Webster & Watson, 2002). La Tabella 2 mostra la frequenza degli articoli pubblicati dal 2010 al 2020 e la frequenza di articoli pubblicati per *country of research*.

Dall'analisi emerge un *trend* crescente della ricerca, con un picco nel triennio 2018-2020 (i.e. 14 articoli). Tale dato è giustificato dalla crescita economica che ha caratterizzato il settore della ristorazione (IMARC, 2020).

Tabella 2: numero di articoli per anno e per localizzazione geografica. La tabella riporta il numero di articoli pubblicati per anno dal 2010 al 2020 e per paese (i.e. Italia, Spagna, Cina, USA, Inghilterra, Portogallo, Danimarca e Grecia

Anno	Articoli	Frequenza	Paese	Articoli	Frequenza
2010	[1]	1	Italia	[4] [6] [8] [9] [11] [13] [16]	7
2011	[2]	1	Spagna	[1] [5] [10] [17] [18] [22]	6
2012	[3]	0	Cina	[15]	1
2013		1	USA	[2] [20]	2
2014	[4]	1	Inghilterra	[12] [21]	2
2015	[5]	1	Portogallo	[7]	1
2016	[6] [7]	2	Danimarca	[14]	1
2017	[8]	1	Grecia	[19]	1
2018	[9] [10] [11] [12]	4			
2019	[13] [14] [15]	3			
2020	[16] [17] [18] [19] [20] [21] [22]	7			

Riguardo la localizzazione geografica, la maggior parte dei contributi sono stati prodotti in Italia (i.e. 7 articoli) e in Spagna (i.e. 6 articoli), confermando il dato già evidenziato da Tacks et al. (2020).

Come rappresentato in Tabella 3, i contributi sono stati divisi in base alla tipologia di studio condotto. In particolare, emerge una notevole prevalenza di articoli empirici (i.e. 17 articoli), mentre solo 5 *paper* sono di natura concettuale.

Tabella 3: numero di articoli per tipologia di studio. La tabella indica la frequenza degli articoli analizzati di carattere concettuale (i.e., 5 articoli) ed empirico (i.e., 17) Tabella adattata da Pasca et al. (2020)

Tipologia di studio	Articoli	Frequenza
Concettuale	[2] [5] [7] [20] [21]	5
Empirico	[1] [3] [4] [6] [8] [9] [10] [11] [12] [13] [14] [15] [16] [17] [18] [19] [22]	17

Seguendo il *framework* analitico adottato, gli articoli sono stati analizzati per tipologia di ristorante e per *topic* di analisi. La tabella 4 evidenzia che, dei 22 articoli revisionati, 9 *paper* analizzano il segmento ristorativo *Full service*, 11 il *Catering* e solo 2 lavori sono incentrati sul *Quick service*.

In riferimento al *focus* di analisi, il *topic* più comune è rappresentato dalla gestione dei rifiuti nel settore del *food service* (i.e. 13 articoli). L'analisi di tutte le operazioni della filiera ristorativa è stata oggetto di 5 contributi scientifici. La produzione e distribuzione dei pasti (i.e. 3 articoli) e il servizio e il consumo (i.e. 2 articoli), risultano essere meno esplorati.

Tabella 4: numero di articoli per tipologia di ristorante e topic d'analisi. La tabella sintetizza il numero di articoli pubblicati per ciascuna tipologia di ristorante (i.e., Full service 9 articoli; Quick service 2 articoli; Catering 11 articoli) e per topic di analisi (i.e. Produzione e distribuzione 3 articoli; Servizio e consumo 2 articoli, Rifiuti 13 articoli, Tutte le operazioni 5 articoli)

Tipologia di ristorante	Articoli	Frequenza	Topic d'analisi	Articoli	Frequenza
Full service	[1] [2] [7] [9] [10] [12] [15] [19] [21]	9	Produzione e Distribuzione	[4] [7] [5]	3
Quick service	[3] [22]	2	Servizio e consumo	[18] [22]	2
Catering	[4] [5] [6] [8] [11] [13] [14] [16] [17] [18] [20]	11	Rifiuti	[1] [2] [5] [6] [9] [10] [12] [15] [16] [17] [19] [13] [8]	13
			Tutte le operazioni	[3] [11] [14] [20] [21]	5

4. Risultati e discussione

Nella presente sezione sono riportati i risultati per *topic* di analisi, sintetizzati in *Tabella 5*, ottenuti dalla revisione dei contributi scientifici selezionati.

Produzione e distribuzione dei pasti. Gli studi focalizzati su tale tema sono esclusivamente di natura empirica e riferiti al segmento ristorativo del *catering*. Per tale motivo, l'analisi ingloba sia la produzione che la distribuzione dei pasti. L'unità funzionale definita per la realizzazione dell'LCA è di tipo *mass-based (kg/pasto)*. Le ricerche condotte su tale *topic*, evidenziano che l'utilizzo dell'LCA sia prevalentemente orientato alla valutazione della *carbon footprint* associata al ciclo di vita dei contenitori per lo stoccaggio e il trasporto dei pasti [4]. Ulteriore tema esplorato riguarda la valutazione dei consumi idrici ed energetici collegati alla produzione alimentare [7] in base alle tecniche di cottura e le tecnologie usate per il processo produttivo. In entrambi i casi, la ricerca è orientata

prevalentemente all'identificazione delle opportunità esistenti per l'efficiamento delle *performance* ambientali ed energetiche [5].

Servizio e consumo. Per quanto concerne i contributi scientifici focalizzati sul servizio e il consumo, è stato indagato sia il segmento del *catering* che del *quick service*. Anche in questo caso, i *paper* analizzati hanno condotto una LCA, definendo differenti unità funzionali per ciascuna LCA (*mass-based (kg/pasto)* e *energy (kg CO₂ e/pasto) and nutrient-based (kcal/pasto)*). Dall'analisi emerge che i pasti possono essere comparati, in termini di impatti ambientali, se e solo se posseggono medesime funzioni nutrizionali. Inoltre, si evidenzia che, al fine di ridurre gli impatti ambientali, è opportuno orientare la produzione verso pasti *plant-based* [22] e adoperare materiali leggeri e facilmente riutilizzabili per l'impiattamento e il servizio [18].

Gestione dei rifiuti. La gestione dei rifiuti prodotti durante le attività di produzione e consumo dei pasti è oggetto di numerosi contributi sia di natura empirica che concettuale. I principali aspetti trattati in letteratura sono: l'utilizzo di oli di frittura esausti per la produzione di biocarburante e l'uso di rifiuti organici solidi per attività di riciclo e riuso [2], [6], [8]. Per tale topic, i risultati dell'LCA sono generalmente corroborati da una *Sensitive Analysis*, realizzata attraverso la definizione di possibili e differenti scenari. Gli studi mostrano che i rifiuti alimentari di tipo animale hanno il maggior impatto ambientale, a differenza dei rifiuti vegetali e ittici [6] [12]. Inoltre, le modalità di raccolta dei rifiuti, sia solidi che liquidi, assumono un ruolo cruciale per la massimizzazione degli *environmental benefits* [8]. In aggiunta, l'utilizzo di piatti biodegradabili prodotti dal compostaggio di rifiuti alimentari, emerge come ulteriore pratica in grado di ridurre gli impatti della produzione alimentare sull'ambiente [10]. Tuttavia, Zhang et al. (2019) hanno dimostrato la necessità di ottimizzare la struttura energetica, i consumi elettrici ed idrici nei processi di digestione anaerobica [16]. Ulteriore aspetto evidenziato è l'importanza di orientare la ricerca sull'ottimizzazione dei processi di trasformazione dei rifiuti misti, piuttosto che di rifiuti generati da un prodotto specifico [13].

Tutte le operazioni. Baldwin et al. (2011), da uno studio di LCA condotto sul settore della ristorazione, hanno proposto uno standard (Green Seal GS-46) per la riduzione degli impatti ambientali lungo l'intera filiera, attraverso la corretta gestione delle operazioni e senza la necessità sostenere ulteriori costi [3]. Caldèron et al. (2017) hanno invece dimostrato che gli impatti ambientali generati dalla preparazione di una stessa pietanza, variano al variare della tipologia ristorativa in cui il pasto è stato realizzato. In particolare, è stato dimostrato che i ristoranti tradizionali, rispetto alle produzioni industriali e alle produzioni dei *catering*, mostrano *performance* ambientali più scarse [11]. Inoltre, è emerso che la fase di produzione e preparazione del cibo, in particolar modo per i *catering*, sia responsabile della gran parte degli impatti ambientali generati lungo l'intera filiera [14].

Tabella 5: principali risultati della revisione sistematica. La tabella sintetizza i principali risultati di ciascun articolo suddivisi in base alle fasi del ciclo di vita

Fasi del ciclo di vita	Autori	Focus degli studi/Principali risultati
<i>Produzione e Distribuzione</i>	[4]	Carbon footprint dei contenitori per lo stoccaggio e il trasporto dei pasti.
	[5]	Identificazione delle opportunità esistenti per l'efficientamento delle performance ambientali ed energetiche.
	[7]	Valutazione dei consumi idrici ed energetici collegati alla produzione alimentare.
<i>Servizio e consumo</i>	[18]	Uso di materiali riutilizzabili per l'impiattamento e il servizio.
	[22]	Produzione orientate verso pasti plant-based.
<i>Rifiuti</i>	[2]	Utilizzo di olii di frittura esausti per la produzione di biocarburante.
	[6][9]	Uso di rifiuti organici solidi per attività di riciclo e riuso.
	[8]	Massimizzazione degli environmental benefits attraverso la raccolta dei rifiuti solidi e liquidi.
	[10]	Utilizzo di piatti biodegradabili prodotti dal compostaggio di rifiuti alimentari per ridurre gli impatti.
	[12]	Maggior impatto ambientale dei rifiuti animali.
[13]	Ricerca da orientare verso l'ottimizzazione	

Fasi del ciclo di vita	Autori	Focus degli studi/Principali risultati
	[16]	dei processi di trasformazione dei rifiuti misti. Ottimizzazione della struttura energetica nei processi di digestione anaerobica.
<i>Tutte le operazioni</i>	[3] [11] [14]	Uso dello standard Grean Seal GS-46 per la riduzione degli impatti ambientali lungo l'intera filiera. Performance ambientali più scarse nei ristoranti tradizionali rispetto alle produzioni industriali. Maggiori impatti ambientali generati dalla fase di produzione e preparazione del cibo.

5. Conclusioni

La revisione della letteratura condotta nel presente articolo ha esaminato l'adozione dell'LCA nel settore della ristorazione per la valutazione degli impatti ambientali e l'identificazione di possibili soluzioni per l'efficientamento energetico e la massimizzazione degli *environmental benefit*.

I principali risultati della revisione possono essere così sintetizzati: a) l'implementazione di medesimi interventi per la riduzione degli impatti ambientali genera differenti risultati tra le varie operazioni della filiera ristorativa; b) le modalità di produzione dei pasti, diversificati per ciascuna categoria ristorativa, generano differenti impatti sull'ambiente; c) il miglioramento della gestione dei rifiuti alimentari può essere ottenuto mediante un'efficiente raccolta dei rifiuti e uno sviluppo tecnologico per l'utilizzo di rifiuti alimentari misti. Per tali motivi, l'utilizzo dell'LCA può, da un lato, supportare il *management* nell'identificazione dei punti critici per la riduzione degli impatti e, dall'altro, aiutare gli *scholar* nella comparazione tra differenti misure d'intervento, al fine identificarne le più efficienti in base alle peculiarità di ciascuna tipologia ristorativa.

Lo studio presenta alcune limitazioni. La principale limitazione è la circoscrizione della ricerca al solo LCA, escludendo lavori in cui è stato indagato il *topic* della riduzione degli impatti e dell'efficientamento energetico nel settore della ristorazione adottando un *Life Cycle approach* ma senza utilizzare l'LCA come strumento di *assessment*. Anche gli altri criteri di inclusione ed esclusione definiti *ex ante* hanno condizionato il risultato della *review*.

In conclusione, ricerche future potranno essere orientate all'identificazione di misure di efficientamento energetico e minimizzazione degli impatti ambientali in base ai differenti metodi di produzione. Inoltre, considerando le dimensioni delle realtà ristorative, prevalentemente piccole e medie, lo sviluppo di un LCA semplificato, facilmente implementabile nel settore del *food service*, potrebbe supportare imprenditori, chef e operatori della ristorazione nei processi decisionali e nella definizione di strategie e linee di azione orientate ad uno sviluppo sostenibile.

6. Bibliografia

Benis, K.; Ferrão, P., 2017. Potential mitigation of the environmental impacts of food systems through urban and peri-urban agriculture (UPA)—A life cycle assessment approach. *J. Clean. Prod.*, 140, 784–795.

Carino, S.; Porter, J.; Malekpour, S.; Collins, J., 2020. Environmental Sustainability of Hospital Foodservices across the Food Supply Chain: A Systematic Review. *J. Acad. Nutr. Diet.*, 1–49.

Denyer D. and Tranfield D., 2006. Using qualitative research synthesis to build an actionable knowledge base. *Manag.*, 44, 213-227.

Esposito B., Sessa M.R., Sica D., Malandrino O., 2020. Towards Circular Economy in the Agri-Food Sector. A Systematic Literature Review. *Sustainability*, 12, 7401.

Esposito B., Malandrino O., Sessa M.R., Sica D., 2020. L'economia circolare e la valorizzazione degli avanzi nella ristorazione in Italia. In: Esposito B., Malandrino O., Sessa M.R., Sica D., eds. *Le scienze merceologiche nell'era 4.0 - XXIX Congresso nazionale di Scienze Merceologiche 2020 - Atti del Convegno*, 13-14 February 2020, Salerno, Italy, ISBN: 978-88-351-0527-5 (in corso di stampa).

Fusi, A.; Guidetti, R.; Azapagic, A., 2016. Evaluation of environmental impacts in the catering sector: The case of pasta. *J. Clean. Prod.*, 132, 146–160.

IMARC Food Service Market: Global Industry Trends, Share, Size, Growth, Opportunity and Forecast 2019–2024. Available online: <https://www.imarcgroup.com/food-service-market> (accessed on 15 July 2020).

Manes-Rossi, F., Nicolò, G. and Argento, D., 2020. Non-financial reporting formats in public sector organizations: a structured literature review, *J. Public Budg. Account. Financial Manag.*, Vol. 32 No. 4, p.p. 639-669.

Massaro, M., Dumay, J. and Guthrie, J., 2016, On the shoulders of giants: undertaking a structured literature review in accounting, *Account. Audit. Account. J.*, 29, 767-801.

Merli, R.; Preziosi, M.; Acampora, A., 2017. How do scholars approach the circular economy? A systematic literature review. *J. Clean. Prod.*, 178, 703–722.

Mistretta, M.; Caputo, P.; Cellura, M.; Cusenza, M.A., 2019. Energy and environmental life cycle assessment of an institutional catering service: An Italian case study. *Sci. Total Environ.*, 657, 1150–1160.

Nebbia G., 1991. Storia naturale delle merci, in *Rassegna Chimica*, (6), pp. 241-249.

Notarnicola B, Salomone R, Petti L, Renzulli PA, Roma R, Cerutti AK (eds), 2015. Life cycle assessment in the agri-food sector: case studies, methodological issues and best practices. Springer International Publishing, Cham

Pasca M.G., Renzi M.F., Guglielmotti Mugion R., Toni M., Di Pietro L., Ungaro V., 2020. Le scienze merceologiche nell'era 4.0. XXIX Congresso Nazionale Di Scienze Merceologiche 2020.a cura di Esposito B., Malandrino O., Sessa M.R., Sica D. FrancoAngeli Editore.

Petticrew, M. and Roberts, H., 2008. *Systematic Reviews in the Social Sciences: A Practical Guide*, Kindle ed., Wiley-Blackwell, Oxford.

Tranfield, D.; Denyer, D.; Smart, P., 2003. Towards a methodology for developing evidence-informed management knowledge by means of systematic review. *Br. J. Manag.*, 14, 207–222.

Wahlen, S.; Heiskanen, E.; Aalto, K., 2012. Endorsing Sustainable Food Consumption: Prospects from Public Catering. *J. Consum. Policy*, 35, 7–21.

Webster, J., & Watson, R. T., 2002. Analyzing the past to prepare for the future: Writing a literature review. *MIS quarterly*, xiii-xxiii.

Appendice

ID	Citazioni complete
[1]	Kuo N., Hsiao T., Lan C., 2005. Tourism management and industrial ecology: a case study of food service in Taiwan, <i>Tourism Management</i> , Volume 26, Issue 4, 503-508.
[2]	Talens Peiró T., Lombardi L., Villalba Méndez G., Gabarrell i Durany X., 2010. Life cycle assessment (LCA) and exergetic life cycle assessment (ELCA) of the production of biodiesel from used cooking oil (UCO), <i>Energy</i> , Volume 35, Issue 2, 889-893.
[3]	Baldwin, C., Wilberforce, N. & Kapur, A., 2011. Restaurant and food service life cycle assessment and development of a sustainability standard. <i>Int J Life Cycle Assess</i> 16, 40–49.
[4]	Bengtsson J., Seddon J., 2013. Cradle to retailer or quick service restaurant gate life cycle assessment of chicken products in Australia, <i>Journal of Cleaner Production</i> , Volume 41, 291-300.
[5]	Accorsi, R. Cascini A., Cholette S., Manzini R., Mora C. 2014., Economic and environmental assessment of reusable plastic containers: A food catering supply chain case study, <i>International Journal of Production Economics</i> , Volume 152, 88-101.
[6]	Escobar N., Ribal J., Clemente G., et al., 2015. Uncertainty analysis in the financial assessment of an integrated management system for

Citazioni complete

ID

- restaurant and catering waste in Spain. *Int J Life Cycle Assess*, 20, 1491–1510.
- [7] Fusi A., Guidetti R., Azapagic A., 2016. Evaluation of environmental impacts in the catering sector: the case of pasta, *Journal of Cleaner Production*, Volume 132, 146-160.
- [8] Caldeira C., Queirós J., Noshadravan A., Freire F., 2016. Incorporating uncertainty in the life cycle assessment of biodiesel from waste cooking oil addressing different collection systems, *Resources, Conservation and Recycling*, 112.
- [9] Caputo, P.; Ducoli, C.; Clementi, M. Strategies and tools for eco-efficient local food supply scenarios. *Sustainability*, 6, 631–651.
- [10] Fieschi M., Pretato U., 2018. Role of compostable tableware in food service and waste management. A life cycle assessment study, *Waste Management*, 73, 14-25.
- [11] Calderón, L.A., Herrero, M., Laca, A. et al., 2018. Environmental impact of a traditional cooked dish at four different manufacturing scales: from ready meal industry and catering company to traditional restaurant and homemade. *Int J Life Cycle Assess* 23, 811–823.
- [12] Cerutti, A.K., Ardente, F., Contu, S. et al., 2018. Modelling, assessing, and ranking public procurement options for a climate-friendly catering service. *Int J Life Cycle Assess* 23, 95–115.
- [13] Tonini D., Albizzati, P.F., Astrup T.F., 2018. Environmental impacts of food waste: Learnings and challenges from a case study on UK, *Waste Management*, 76, 744-766.
- [14] Mistretta M., Caputo P., Cellura M., Cusenza M.A., 2019. Energy and environmental life cycle assessment of an institutional catering service: An Italian case study, *Science of The Total Environment*, 657, 1150-1160.
- [15] Saxe, H., Jensen, J.D., Bølling Laugesen, S.M. et al., 2019. Environmental impact of meal service catering for dependent senior citizens in Danish municipalities. *Int J Life Cycle Assess* 24, 654–666.
- [16] Zhang, Z.; Han, W.; Chen, X.; Yang, N.; Lu, C.; Wang, Y., 2019. The life-cycle environmental impact of recycling of restaurant food waste in Lanzhou, China. *Applied Science*, 9, 3608.
- [17] García-Herrero, L.; De Menna, F.; Vittuari, M., 2019. Food waste at school. The environmental and cost impact of a canteen meal. *Waste Management*. 100, 249–258.
- [18] Blanca-Alcubilla G., Bala A., de Castro N., Colomé R., Fullana-i-Palmer P., 2020. Is the reusable tableware the best option? Analysis of the aviation catering sector with a life cycle approach, *Science of The Total Environment*, Volume 708,

ID**Citazioni complete**

- [19] González-García S., González-García R., González Vázquez L., Moreira M.T., Leis R.,2020. Tracking the environmental footprints of institutional restaurant service in nursery schools, *Science of The Total Environment*, Volume 728.
- [20] Dai T., Yang Y., Lee R., Fleischer A.S., Wemhoff A.P., 2020. Life cycle environmental impacts of food away from home and mitigation strategies—a review, *Journal of Environmental Management*, 265.
- [21] Schestak I., Spriet J., Styles D., Williams A.P., 2020. Emissions down the drain: Balancing life cycle energy and greenhouse gas savings with resource use for heat recovery from kitchen drains, *Journal of Environmental Management*, 271.
- [22] Batlle-Bayer L., Bala A., Roca M., Lemaire E., Aldaco R., Fullana-i-Palmer P., 2020. Nutritional and environmental co-benefits of shifting to “Planetary Health” Spanish tapas, *Journal of Cleaner Production*, 271.

Carbon footprint implications of using seawater and marine aggregates in concrete

Valeria Arosio¹, Alessandro Arrigoni², Giovanni Dotelli¹

¹Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica, Politecnico di Milano, Piazza Leonardo da Vinci 32, Milano, 20133, Italy

²Denva - Demetra Società Cooperativa Sociale Onlus - Via Visconta 75, Besana Brianza (MB), 20842 Italia

Email: valeria.arosio@polimi.it

Abstract

The use of seawater and marine aggregates in concrete can significantly reduce the pressure on freshwater resources in areas characterized by low local water availability. However, possible burden shiftings have not been investigated yet. The present study investigates the carbon footprint implications of using seawater and marine aggregates in concrete mixes and analyses the trade-offs between water and carbon footprints. Geo-referenced data are used to explore the influence of the distance from the coast to the concrete batching plant. The use of seawater does not seem to increase the greenhouse gas emissions of concrete production in regions near the sea. However, using marine aggregates could significantly worsen the carbon footprint of concrete if the batching plant was distant from the coast.

1. Introduction

Among construction materials, concrete is the most used and the one that has experienced the faster growth in consumption in the last 50 years (Miller et al., 2016). Global water consumption related to its production has been estimated in 16.6 Gm³ in 2012, and it is expected to grow by more than 40% by 2050 if no action is taken (Miller et al., 2018). The production of 1 m³ of fresh concrete in Italy was estimated to require from 1.7 m³ to 5.5 m³ of freshwater, when all the life cycle stages of the production process (i.e., from the extraction of raw materials to the delivery to the construction site) are included. Although aggregate production proved to be the main responsible for freshwater consumption, it was estimated that the concrete mixing process itself contributes significantly to the total consumption (Arosio et al., 2019). A solution that has been explored to reduce the pressure on freshwater resources is the substitution of freshwater with seawater in the concrete mixing process. Even though the use of seawater is currently forbidden in many countries to prevent the corrosion of the steel rebars (Redaelli et al., 2019), the use of alternative non-corrosive reinforcing materials (e.g., glass fiber-reinforced polymer, stainless steel) could pave the way to the use of salt-contaminated water and aggregates (Younis et al., 2020). A recent study showed that when seawater is used in combination with reinforcing elements resistant to corrosion, the mechanical properties and durability of concrete can be preserved or even improved (Nanni, 2015).

In a previous research, the water scarcity footprint (WF) implications of substituting freshwater with seawater and land-won aggregates with unwashed marine aggregates have been investigated for the Italian context. The AWARE method (Boulay et al., 2018) was used for the assessment, and the use of seawater in the mixing process proved to effectively reduce the WF of concrete in areas affected by water scarcity (e.g., up to 17 m³ world equivalent of water per m³ of concrete in eastern Sicily). Moreover, if land-won aggregates were also substituted with their marine counterpart, a WF reduction of more than 80% could be achieved in arid regions. However, although the study clearly showed the benefits in terms of freshwater availability of using marine resources, possible unintended consequences in other areas of interest (i.e., burden shiftings) have not been investigated. The present study aims therefore to uncover one of these potential burden shiftings due to a change in the mix design: the climate implications. The goal is to compare the life cycle greenhouse gas emissions of the innovative concrete mix designs to the ones emitted by traditional mixes. To do so, the greenhouse gas emissions linked to the extraction of marine aggregates and seawater, and their transport from the coast to the batching plants are explored. This study is intended to provide new insights to policymakers and concrete industry in order to avoid the adoption of a technology that presents more drawbacks than advantages.

2. Goal

The goal of this study is to assess the variation in the carbon footprint (CFP) of concrete production in Italy if seawater and marine aggregates were used instead of seawater and land-won aggregates.

3. Scope

The CFP of three concrete mixes are compared: 1) the reference mix, made with land-won aggregates and freshwater (LAFW); 2) a concrete mix made with land-won aggregates, but using seawater instead of freshwater for mixing (LASW); and 3) a concrete mix made with marine dredged aggregates instead of land-won ones, and seawater for mixing (MASW). The reference mix (LAFW) is modelled based on the Italian current practice, while the other scenarios (i.e., LASW and MASW) are hypothetical scenarios aimed to investigate the implications of using seawater and marine aggregates in Italy. It's worth noting that new infrastructure would be required in Italy if the new mix designs were adopted. The development and costs of this new infrastructure are outside the scope of this study.

The functional unit adopted for the assessment is 1 m³ (2370 kg) of unreinforced generic fresh concrete supplied to the building site. All mixes are assumed to require the same proportion of aggregates, water, and cement (i.e., 1280 kg of gravel, 720 kg of sand, 170 litres of water, and 200 kg of Portland cement per m³ of concrete). The recipe for the mix is taken from the ecoinvent database (Wernet et al., 2016), and it represents the composition of a general unreinforced concrete. The mechanical properties and the service life of concrete are assumed to be unaffected by the type of aggregates and water used, and therefore they are considered the same for the three mix designs.

Three Italian regions differing in water availability and distance from the sea are used as case studies: Abruzzo, eastern Sicily and Lombardy.

4. Product system scenarios

The system boundaries of the assessment include all processes from raw material extraction through to the delivery of fresh concrete to the construction site, as illustrated in Figure 1.

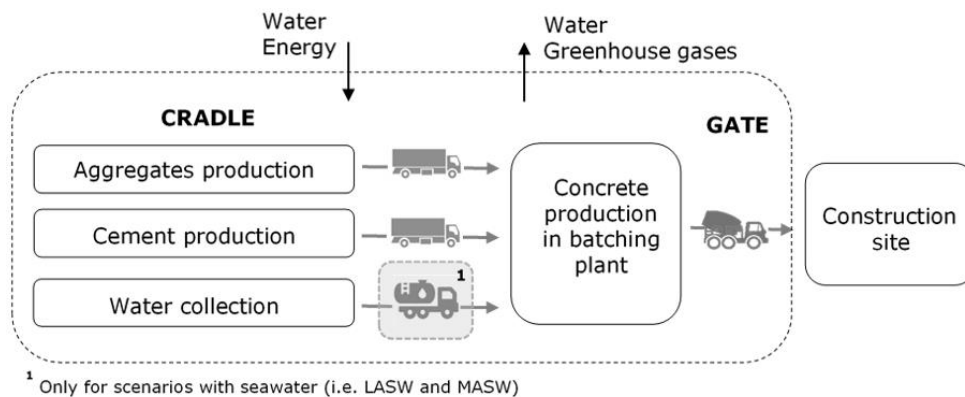


Figure 1: flow chart of the product system analysed. The gate of the analysis is the delivery of concrete to the construction site. Depending on the scenario, water for mixing the concrete is collected from a well located at the batching plant or from the sea, water transport by tanker is needed only in the latter case

In LAFW and LASW, land-won aggregates are considered as supplied from the most common types of quarries available in Italy: dry quarries, wet quarries, and rock quarries. Quarrying operations in dry quarries occur above the water table. Conversely, sand and gravel are dredged from below the water level in wet quarries, causing the formation of a lake. Aggregates from rock quarries are obtained by blasting and crushing stones from hard rock formations. In MASW, marine aggregates are assumed to be dredged from the seabed close to the Italian coastline, and then transported by ship to the shore to be processed. This is a hypothetical scenario since mining of marine aggregates is not currently practiced in Italy. Data for modelling marine aggregates dredging, transport and processing rely on information available in the UK and the Netherlands, where marine dredging is a common practice (Kemp, 2008). In LASW, freshwater for mixing concrete in the reference mix is considered as collected from a well located at the batching plant; hence, there is no transportation of mixing water. In the other scenarios, water for mixing is assumed to be withdrawn from the sea by an open intake facility situated 500 meters from the coast (Shahabi et al., 2015) and then transported by tanker to the batching plants.

5. Life Cycle Inventory

Both primary and secondary data are used for the assessment. Primary data are collected in a wet quarry and in a batching plant. When primary data are not available, secondary data from scientific literature, reports and ecoinvent 3.3 database (Wernet et al., 2016) are used. The Italian electricity mix is applied to model the electricity consumed in quarries, cement factories and batching plants. The energy consumption and the source of data for aggregates production, water collection and batching plant operations are listed in Table 1. Cement production is modelled based on the information reported for portland cement in ecoinvent 3.3.

Regarding plant locations and distances, geodata related to active quarries are collected from the official websites of the analysed regions. Location of cement factories and batching plants are sourced, respectively, from the Italian Association of Cement manufacturers (AITEC, 2019) and the Italian Technical Economic Association for Ready-Mixed Concrete (ATECAP, 2019). It is assumed that each batching plant acquires aggregates in equal amount from the closest four quarries, and cement from the closer cement factory. The closer facilities are identified via ArcGIS. For simplicity, seawater intake facilities and wharves for marine aggregates discharging are assumed to be located along the coastline, at the minimal straight-line distance from the batching plant that is supplied. Road distances between the batching plants and the selected suppliers were calculated by Distance Matrix API of Google. An average distance of 10 km is assumed for the transport of concrete to the construction site (ANCE, 2012).

Table 1: energy consumption for production of aggregates, water collection and activities occurring in the batching plant, referred to the functional unit (i.e. 1 m³ of fresh concrete produced with 1280 kg of gravel, 720 kg of sand, 170 litres of water, and 200 kg of cement)

Process unit	Consumption	UM ^a	Qty	Source (Reference)
Aggregates production (Rock quarry)	Electricity	kW h	6.66	Primary data
	Diesel	MJ	13.16 ^b	Primary data
Aggregates production (Dry quarry)	Electricity	kW h	2.70	(Rigamonti, et al. 2017)
	Diesel	MJ	24.20 ^b	(Rigamonti, et al. 2017)
Aggregates production (Wet quarry)	Electricity	kW h	4.00	(Regione Piemonte, 2014)
	Diesel	MJ	43.60 ^b	(Regione Piemonte, 2014)
Aggregates production	Electricity	kW h	3.00	(Kemp,2008)

Process unit	Consumption	UM ^a	Qty	Source (Reference)
(Off-shore)	Diesel	MJ	43.60	(Kemp,2008)
Water collection (well)	Electricity	kW h	0.0678	Ecoinvent 3.3
Water collection (sea)	Electricity	kW h	0.0085	(Shababi, et al., 2015)
Concrete production in batching plant	Electricity	kW h	3.85	Primary data
	Diesel	MJ	0.20	Primary data
	Thermal Energy	MJ	5.00	Ecoinvent 3.3
^a All quantities are referred to 1 m ³ of fresh concrete				
^b Calculated considering density of fuel oil equal to 0.82 kg/l and calorific value equal to 42.7 MJ/kg.				

6. Life Cycle Impact Assessment

The CFP assessment is standardized by ISO 14067 (ISO, 2018): “Greenhouse gases - Carbon footprint of products - Requirements and guidelines for quantification”. CFP aims to quantify the greenhouse gas emissions of a product or activity through their life cycles. The IPCC 2013 method available in Simapro 8.5 (i.e., GWP100) is used for assessing the CFP. The method uses IPCC characterization factors to quantify the relative global warming impacts of various gases in terms of kg CO₂-equivalents per kg of greenhouse gas, and it does not account for indirect effects (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2013).

7. Results and discussion

The resulting CFP for each of the three concrete mixes in each of the regions analysed are presented in Figure 2. An average of 145 kg of CO₂ eq. are estimated to be emitted to produce 1 m³ of the reference mix in Abruzzo and Lombardy, while the CFP of concrete in eastern Sicily results to be slightly higher (i.e., 158 kg of CO₂ eq. per m³) due to the longer distances covered to transport the land-won aggregates. Nevertheless, most of the emissions (i.e., around 80%) are caused by cement production.

To allow a more complete comparison between different scenarios, the WF of each scenario for each region are reported in Figure 3. The WF results were calculated in previous study (Arosio et al., 2019) and are here updated, consistently with the hypothesis on raw materials suppliers described in the inventory phase.

Although replacing freshwater with seawater would cause an average reduction of the WF of 7% in Abruzzo and eastern Sicily, it would slightly increase in the

CFP (by 2% and less than 0.6% in the two regions, respectively). In Lombardy, the increase of CFP is higher (from 2% to 5%) due to the greater distances covered by the tankers to transport seawater, while the WF savings were lower than the other regions (less than 2%). Therefore, the freshwater replacement is certainly convenient in terms of WF, while the result of CFP is not conclusive in view of low percentage improvements/worsenings.

Introducing marine aggregates results in significant increase of the CFP in almost all the cases considered. The CFP for marine aggregates production, in fact, results to be higher than the CFP related to land-won ones for all the type of quarries. The CFP of marine aggregates is estimated to be 10.8 kg CO₂ eq. per ton of aggregates produced; while the CFP of land-won aggregates is estimated to be 1.8 kg CO₂ eq. per ton produced in dry quarries, 3.0 kg CO₂ eq. per ton in rock quarries, and 2.2 kg CO₂ eq. per ton in wet quarries. The impact of transporting the aggregates to the batching plant results particularly significant in Lombardy and Abruzzo, due to the long distance from the coast. Four batching plants in Sicily showed an opposite trend: being situated near the coast, the emissions to extract, process, and transport marine aggregates result to be lower than transporting aggregates from farther land quarries. At the same time, the impacts on freshwater resources in Abruzzo and Eastern Sicily would significantly reduce (from 45% to 80%). In Lombardy, the WF decreases (up to 36%) only if marine aggregates are used in place of land-won aggregates from wet quarries; otherwise, WF would increase compared to the reference mix due to the long distance from the coast.

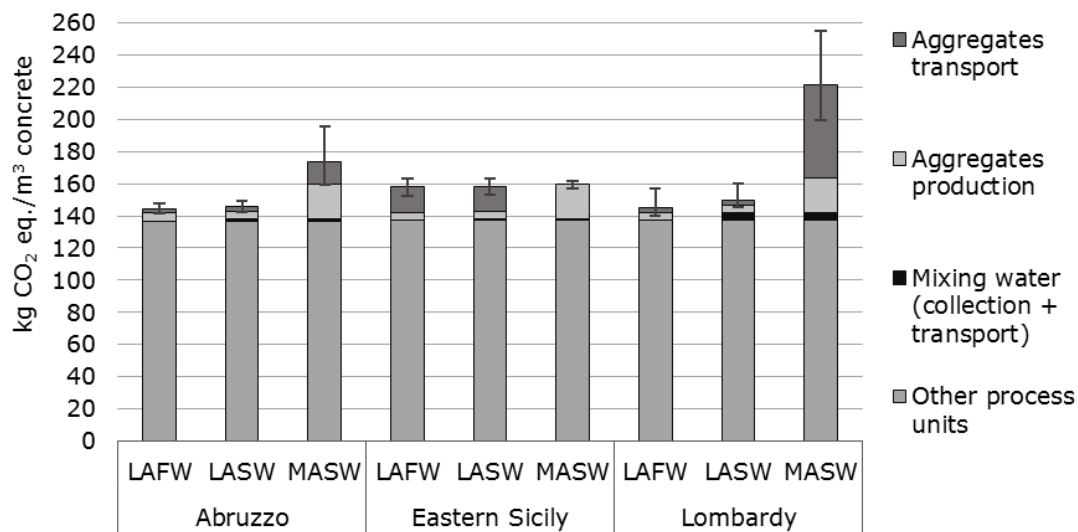


Figure 2: CFP of 1 m³ of fresh concrete delivered to the construction site in the three scenarios for each of the three regions. The histogram bars indicate the calculated regional average, while the error bars show the minimum and the maximum CFP in the region. Aggregate production phase includes extraction (of land-won aggregates) or dredging and shipping (of marine aggregates), and processing of aggregates

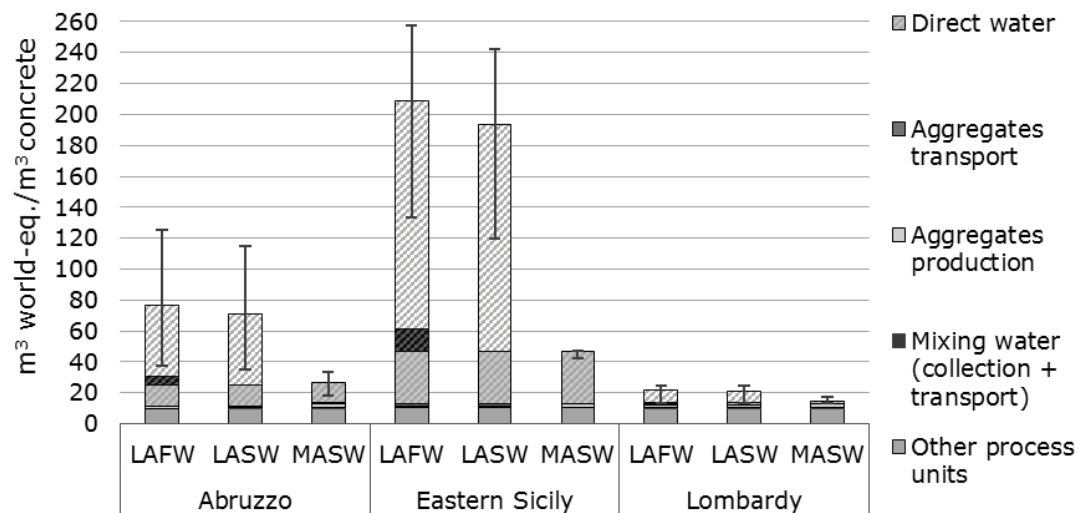


Figure 3: WF of 1 m³ of fresh concrete delivered to the construction site in the three scenarios for each of the three regions. The histogram bars indicate the calculated regional average, while the error bars show the minimum and the maximum WF in the region. The diagonal lines highlight direct WF, the solid fill represents indirect WF

8. Conclusions

The greenhouse gas consequences of using seawater to mix concrete instead of freshwater and of substituting land-won aggregates with marine ones have been assessed for three Italian regions. The results have been compared to the water footprint implications assessed in a previous study.

The carbon footprint implications of using seawater are strongly correlated to the geographical position. In the case of batching plants located near the coast, the use of seawater would have an almost negligible effect on the carbon footprint of concrete (e.g., always lower than a 0.6% increase for plants located in eastern Sicily). At the same time, using seawater in the concrete mix would significantly reduce its water footprint in water stressed regions such as eastern Sicily. Conversely, when the batching plants are situated inland, the carbon footprint implications of using seawater increase significantly (i.e., up to a 5% increase in the CFP of concrete produced in Lombardy). At the same time, Lombardy (i.e., the inland region investigated in the paper) has a larger freshwater availability and, therefore, the water footprint benefits of using seawater in the concrete mix are strongly reduced.

The use of unwashed marine aggregates (and seawater for mixing) could significantly reduce the water footprint of concrete in Abruzzo and some batching plants of Lombardy (i.e., up to 35%), and in eastern Sicily (i.e., up to 80%). Where batching plants are close to the coast (i.e., eastern Sicily), introducing marine aggregates results in a small positive or negative variation of carbon footprint. Conversely, in Abruzzo and Lombardy the carbon footprint would strongly

increase due to the distance from the coast; hence in these regions the choice of the type of aggregates imply a trade-off. Finally, where aggregates need to be transported over long distances and the watershed has a large availability of freshwater, using marine aggregates might be disadvantageous for both the water footprint and the carbon footprint.

9. Further investigations

This analysis is intended to pave the way to further investigations about the environmental implications of using seawater and marine aggregates together with non-corrosive reinforcements in concrete structures. In order to extend the analysis to the complete life cycle of the structure, the durability of the new mix designs and the burdens associated to the manufacturing of the reinforcing elements should be explored. Additional sensitivity analysis considering different concrete types, transportation modes for water and fresh concrete need to be investigated further too. Finally, a life cycle cost analysis would provide useful information regarding the economic feasibility of using seawater and marine aggregates in concrete.

10. References

AITEC, 2019. Pubblicazioni tecnico economiche, viewed 18 Mar 2019, <https://www.aitecweb.com/Pubblicazioni/Pubblicazioni-Tecnico-Economiche>

ANCE, 2012. Una proposta concreta dell'ance per un efficace contrasto alle infiltrazioni della criminalità organizzata nel settore delle costruzioni, ANCE (Associazione Nazionale Costruttori Edili), Roma, Italy.

Arosio, V, Arrigoni, A, Dotelli, G, 2019. Reducing water footprint of building sector: Concrete with seawater and marine aggregates, in: IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci. 323, 012127, Sustainable Built Environment D-A-CH Conference 2019, Graz, Austria, 11–14 Sep.

ATECAP, 2019. Impianti soci ATECAP, viewed 18 Mar 2019, <http://www.atecap.it/t>

Boulay, AM, Bare, J, Benini, L, Berger, M, et al., 2018. 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. 23, 368-78.

Intergovernmental Panel on Climate Change, 2013. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, UK and New York, NY, US.

ISO, 2018. ISO 14067:2018 Greenhouse gases — Carbon footprint of products — Requirements and guidelines for quantification.

Kemp, R, 2008. Energy Consumption of Marine Aggregate Extraction. The Crown Estate.

- Miller, SA, Horvath, A, Monteiro, PJM, 2018. Impacts of booming concrete production on water resources worldwide. *Nat. Sustain.* 1, 69–76.
- Miller, SA, Horvath, A, Monteiro, PJM, 2016. Readily implementable techniques can cut annual CO₂ emissions from the production of concrete by over 20%. *Environ. Res. Lett.*, 11, 074029.
- Nanni, A, 2015. Seacon sustainable concrete using seawater, salt-contaminated aggregates, and non-corrosive reinforcement, viewed 18 Mar 2019 <http://seacon.um-sml.com/>
- Redaelli, E, Arrigoni, A, Carsana, M, Dotelli, G, et al., 2019. Culvert Prototype Made with Seawater Concrete: Materials Characterization, Monitoring, and Environmental Impact. *Adv. Civ. Eng. Mater.*
- Regione Piemonte, 2014. Documento di programmazione delle attività Estrattive (DPAE) - Primo Stralcio - Volume 2.
- Rigamonti, L, Pantini, S, Borghi, G, 2017. Relazione finale valutazione con metodologia LCA (life cycle assessment) dei flussi e del destino dei rifiuti da costruzione e demolizione, Centro Studi MatER Piacenza, Italy, p. 293.
- Shahabi, MP, McHugh, A, Ho, G, 2015. Environmental and economic assessment of beach well intake versus open intake for seawater reverse osmosis desalination. *Desalination.* 357, 259-266.
- 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, 1218-30.
- Younis, A, Ebead, U, 2020. Long-Term Cost Performance of Corrosion-Resistant Reinforcements in Structural Concrete, in: *The International Conference on Civil Infrastructure and Construction (CIC 2020)*, Doha, Qatar, Feb. 2020.

Analisi del ciclo di vita del kWh Italiano

Alessia Gargiulo, Pierpaolo Girardi,

RSE Ricerca sul Sistema Energetico

Email: e-mail alessia.gargiulo@rse-web.it

Abstract

La LCA è strumento chiave a supporto della valutazione ambientale di politiche energetiche. È necessario però disporre di una solida valutazione dello scenario attuale, a partire dal quale vengono elaborati gli scenari a diversi orizzonti temporali. Il presente lavoro ha ad oggetto la LCA del mix elettrico italiano attuale, ed è focalizzato sull'aggiornamento dell'inventario a un livello di disaggregazione molto spinto, partendo da dati statistici pubblici e di libero accesso, che consentono, quindi, un aggiornamento frequente e trasparente. Dai risultati emerge il contributo trascurabile delle rinnovabili non termiche per la maggior parte delle categorie di impatto. L'unico potenziale trade-off ambientale da evidenziare è quello tra i cambiamenti climatici e il consumo di risorse, in vista di una forte crescita del fotovoltaico nei prossimi anni. Lo studio è propedeutico alla valutazione di scenari di decarbonizzazione del settore energetico.

1. Introduzione

La necessità di ridurre in modo significativo le emissioni di gas a effetto serra è il principio cardine delle politiche delineate nel green new deal della Commissione Europea (Commissione Europea, 2020). Tuttavia, in un'ottica di sviluppo sostenibile va da sé che l'evoluzione del sistema energetico debba avvenire tenendo conto, anche, di eventuali trade-off ambientali e assicurando la compatibilità tra gli obiettivi energetici e climatici ed il contenimento di eventuali altri impatti (Luderer et al, 2019).

In tal senso il Life Cycle Assessment (LCA) risulta essere uno strumento chiave a supporto della valutazione di scenari energetici, dal momento che consente di valutare il profilo ambientale lungo l'intero ciclo di vita, prendendo in considerazione, appunto, una molteplicità di categorie di impatto ambientale (Gargiulo et al, 2020).

Per procedere con siffatte valutazioni è importante, però, che i dati utilizzati per la LCA siano compatibili e armonizzati con quelli utilizzati per l'elaborazione di scenari.

Il primo punto critico da affrontare riguarda la necessità di disporre di una solida analisi LCA dello scenario attuale, ovvero dell'anno di riferimento, anno a partire dal quale vengono poi elaborati, e periodicamente aggiornati, gli scenari a diversi orizzonti temporali.

Per questo nel presente lavoro è stato effettuato un LCA del mix elettrico italiano attuale, aggiornato all'anno 2017. Il lavoro è stato focalizzato sull'aggiornamento dell'inventario del mix elettrico a un livello di disaggregazione molto spinto, partendo però da dati statistici pubblici, di libero accesso e che consentano, quindi, un aggiornamento regolare e trasparente degli stessi.

Molta attenzione è stata riservata inoltre all'utilizzo di dati primari con particolare riferimento ai fattori emissivi dei principali inquinanti delle centrali termoelettriche italiane, elaborati sviluppando un database aggiornato delle centrali elettriche aderenti al registro EMAS.

2. Metodologia

Oggetto del presente studio è la valutazione LCA dello scenario italiano elettrico attuale. Il presupposto alla base del lavoro è poter disporre di un inventario del mix elettrico italiano, caratterizzato da un dettaglio ed una precisione superiore rispetto a quelli disponibili nelle banche dati LCA (es: Ecoinvent) ed aggiornabile di anno in anno. È importante disporre, cioè, di dati di inventario il più possibile disaggregati e prevedere un costante aggiornamento degli stessi, di pari passo con la cadenza annuale con cui vengono aggiornati i dati statistici energetici. L'anno di riferimento del presente lavoro è il 2017 (anno più recente anno di cui si disponeva, al momento delle elaborazioni, dei dati statistici necessari). Inoltre nell'elaborazione dell'inventario si è tenuto conto anche dei dati e dei livelli di aggregazione contenuti negli scenari italiani o europei al 2030 e al 2050, in modo da garantire sin da ora un'elevata compatibilità con gli stessi e di rendere l'approccio metodologico qui adottato, di fatto propedeutico a successive valutazioni su scenari di decarbonizzazione del sistema elettrico.

a. Il mix elettrico attuale: elaborazione di dati statistici

Il mix termoelettrico italiano attuale (2017) è stato ricostruito a livello di tipo di impianto, dove per tipo di impianto si intende l'associazione del combustibile (gas naturale, carbone, gas di raffineria, gasolio, etc.) ad una data tecnologia di trasformazione. Le tecnologie prese in considerazione sono quelle riportate nei rapporti statistici pubblicati annualmente da TERNA (TERNA, 2019):

- impianti con sola produzione di energia elettrica: a combustione interna (CI), a turbine a gas (TG), a vapore a condensazione (C), a ciclo combinato (CC), ripotenziato (RP);
- impianti con produzione combinata di energia elettrica e calore: a combustione interna (CIC), a turbine a gas (TGC), a ciclo combinato (CCC), a vapore a contropressione (CPC), a vapore a condensazione con spillamento (CSC).

I combustibili sono quelli riportati nel bilancio energetico 2017 pubblicato da Eurostat (Eurostat, 2019). Oltre agli impianti termoelettrici (fossili e rinnovabili), il mix include ovviamente l'idroelettrico (fluente e bacino), l'eolico e il fotovoltaico. Dal momento che le due fonti statistiche, rapporti di TERNA e Bilanci Eurostat presentano livelli di dettaglio differenti (TERNA riporta le singole tecnologie per aggregati di combustibili, mentre Eurostat riporta i singoli combustibili ma non le

single tecnologie) è stato necessario procedere ad una pre-elaborazione dei dati.

	Only EL	CI	TG	C	CC	CHP	CIC	TGC	CCC	CPC	CSC	
Coal	9,84%	9,79%	0,00%	0,00%	9,79%	0,00%	0,04%	0,00%	0,00%	0,04%	0,00%	0,00%
Other bituminous coal	9,83%	9,79%	0,00%	0,00%	9,79%	0,00%	0,04%	0,00%	0,00%	0,04%	0,00%	0,00%
Sub-bituminous coal	0,01%	0,01%	0,00%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
Manufactured gases	0,74%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,74%	0,04%	0,00%	0,40%	0,00%	0,30%
Coke oven gas	0,25%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,25%	0,01%	0,00%	0,14%	0,00%	0,10%
Blast furnace gas	0,44%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,44%	0,02%	0,00%	0,24%	0,00%	0,18%
Other recovered gas	0,05%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,05%	0,00%	0,00%	0,03%	0,00%	0,02%
Oil and petroleum products	3,47%	0,61%	0,07%	0,00%	0,54%	0,00%	2,87%	0,01%	0,13%	2,62%	0,03%	0,07%
Refinery gas	0,57%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,57%	0,01%	0,11%	0,36%	0,03%	0,06%
Gas oil and diesel oil (without biofuels)	0,14%	0,12%	0,01%	0,00%	0,11%	0,00%	0,02%	0,00%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%
Fuel oil	0,51%	0,46%	0,05%	0,00%	0,40%	0,00%	0,05%	0,00%	0,01%	0,03%	0,00%	0,01%
Other oil products	2,24%	0,03%	0,00%	0,00%	0,03%	0,00%	2,21%	0,00%	0,00%	2,21%	0,00%	0,00%
Natural gas	42,30%	16,15%	0,08%	0,16%	0,11%	15,79%	26,16%	2,73%	1,37%	21,61%	0,21%	0,25%
Renewables and biofuels	31,32%											
Hydro power	10,91%											
Wind power	5,35%											
Solar photovoltaic	7,35%											
Geothermal	1,87%											
Primary solid biofuels	1,28%	0,66%	0,09%	0,00%	0,58%	0,00%	0,61%	0,17%	0,00%	0,00%	0,06%	0,37%
Biogas	2,50%	0,89%	0,88%	0,01%	0,00%	0,00%	1,61%	1,60%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%
Renewable municipal waste	0,72%	0,35%	0,00%	0,00%	0,35%	0,00%	0,37%	0,11%	0,00%	0,00%	0,04%	0,23%
Other liquid biofuels	1,34%	0,93%	0,31%	0,00%	0,00%	0,61%	0,42%	0,12%	0,00%	0,00%	0,04%	0,25%
Non-renewable waste	0,75%	0,37%	0,00%	0,00%	0,37%	0,00%	0,38%	0,11%	0,00%	0,00%	0,04%	0,23%
Industrial wastes	0,03%	0,02%	0,00%	0,00%	0,02%	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,01%
Non-renewable municipal waste	0,72%	0,35%	0,00%	0,00%	0,35%	0,00%	0,37%	0,11%	0,00%	0,00%	0,04%	0,23%
Import net	11,38%											
Other energy sources	0,20%											
CIL	100,00%											

Figura 1: mix elettrico italiano 2017, riferito al Consumo Interno Lordo (CIL) = produzione lorda + import – export – elettricità da pompaggio idroelettrico

Si è preso come riferimento di base il bilancio Eurostat (anche in considerazione del fatto che gli scenari elaborati sia per l'Italia, che in ambito europeo si basano

su dati statistici prodotti da Eurostat), mentre i rapporti statistici TERNA sono stati utilizzati unicamente per suddividere la produzione elettrica e il corrispondente combustibile in input dichiarato nel bilancio Eurostat, tra le diverse tecnologie presenti nei rapporti TERNA. Il pre-processing dei dati ha richiesto una serie di ipotesi ed elaborazioni che sono confluite in un file excel che consente anno per anno di ricostruire i dati statistici al dettaglio combustibile/tecnologie. Tra le ipotesi si citano ad esempio l'esclusione dei turbogas dall'uso di combustibili solidi, l'assegnazione della produzione da altri petroliferi ai cicli combinati cogenerativi in ragione delle conoscenze RSE della realtà del sistema elettrico italiano.

b. Impianti cogenerativi

Infine un'ipotesi rilevante ha riguardato l'allocazione del consumo di combustibile negli impianti cogenerativi tra elettricità e calore. Nel presente studio si è adottato un sistema di allocazione proporzionale alla quantità in output: il combustibile viene attribuito proporzionalmente ai prodotti in output (all'elettricità e al calore). È il metodo consigliato dal manuale statistico Eurostat (Eurostat 2019) in mancanza di informazioni sufficienti per procedere in altro modo.

c. Inventario del mix elettrico italiano attuale

L'inventario si basa sulle seguenti fonti di dati che risultano in tutti i casi attagliate al contesto geografico, tecnologico e temporale dell'analisi:

- elettricità prodotta e combustibile in input per ciascuna tipologia di impianto (combustibile/tecnologia): elaborazioni su dati Eurostat e TERNA (come specificato al paragrafo precedente);
- ore di funzionamento impianti eolici: da dati Eurostat (Eurostat, 2019);
- ore di funzionamento impianti fotovoltaici: da dati Eurostat (Eurostat, 2019);
- mercato del gas naturale: dati SNAM - Bilancio Sostenibilità 2014 e Piano Decennale di Sviluppo (Snam, 2014); per dettagli si faccia riferimento a Girardi et al., 2016;
- mercato dei prodotti petroliferi: dati del Bollettino Petrolifero e Unione Petrolifera 2014 (Ministero dello Sviluppo Economico, 2015); per dettagli si faccia riferimento a Girardi et al., 2016;
- mercato degli oli vegetali: rielaborazioni su dati del rapporto (Gdl Biomasse, 2014); si è giunti ad una stima da considerarsi del tutto preliminare del mercato di bioliquidi per produzione di elettricità (si veda Tabella 10), tenendo conto anche della disponibilità dei dataset in Ecoinvent;
- emissioni in fase di esercizio delle centrali termoelettriche di NO_x, SO_x e PM₁₀: si fa riferimento al database sviluppato nell'ambito dello studio di Girardi et al., 2016 e aggiornato nel presente lavoro, basato sulle dichiarazioni ambientali degli impianti termoelettrici Italiani aderenti al Sistema comunitario di ecogestione e audit –EMAS (Regolamento n. 1221/2009);

- emissioni in fase di esercizio delle centrali termoelettriche di CO₂: si fa generalmente riferimento ai valori ISPRA (ISPRA, 2017) e IPCC (IPCC, 2006), ad eccezione di “Altri Petroliferi”, per cui si utilizza il valore presente del Database RSE delle dichiarazioni EMAS.

Il database, aggiornato nel corso del presente lavoro attingendo alle dichiarazioni ambientali riferite a dati del 2017, contiene 102 impianti termoelettrici. Di queste circa la metà è stata esclusa per il presente studio dal calcolo delle emissioni medie per unità di combustibile, principalmente per insufficienza dei dati presentati, o perché trattasi di impianti a policombustibile o ancora per presenza di caldaie ad integrazione. In altri termini sono state escluse quelle dichiarazioni per le quali, sia per l'uso di più combustibili che per l'uso plurimo dello stesso combustibile, non fosse direttamente associabile l'emissione di un dato inquinante (es NO_x) all'uso di un dato combustibile per la produzione elettrica. Inoltre, in fase di aggiornamento del database si è deciso di concentrare l'attenzione sulle sole termoelettriche fossili e di tralasciare gli impianti a rifiuti (per eterogeneità dei dati presenti nelle dichiarazioni ambientali).

Tabella 1: mercato dei bioliquidi: stima a partire da dati contenuti in Gdl "Biomasse, Biocarburanti, e Bioliquidi, Biogas e Biometano e Chimica Verde", 2014

Tipo di oli grezzo	%
Colza	15
Soia	28
Palma	57

Tutti gli altri dati utilizzati sono secondari e attingono al database LCA Ecoinvent (Wernet et al., 2016).

Tabella 2: fonti dei dati di emissione per la fase di esercizio

Combustibile	Fonte dei dati di emissione di CO ₂	Fonte dei dato di emissione di NO _x SO _x e PM10
Gas naturale	ISPRA 2017: Fattori di emissione per la produzione e il consumo di energia elettrica in Italia	Database RSE delle Dichiarazioni EMAS
Olio	ISPRA 2017: Fattori di emissione per la produzione e il consumo di energia elettrica in Italia	Database RSE delle Dichiarazioni EMAS Stesso valore per olio gasolio e gpl

Combustibile	Fonte dei dati di emissione di CO₂	Fonte dei dato di emissione di NOx SOx e PM10
Gasolio	IPCC 2006	Database RSE delle Dichiarazioni EMAS Stesso valore per olio gasolio e gpl
GPL	IPCC 2006	Database RSE delle Dichiarazioni EMAS. Stesso valore per olio gasolio e gpl
Carbone	ISPRA 2017: Fattori di emissione per la produzione e il consumo di energia elettrica in Italia	Database RSE delle Dichiarazioni EMAS
Altri Petroliferi	Database RSE delle Dichiarazioni EMAS (v.2 aggiornamento 2017)	Database RSE delle Dichiarazioni EMAS
Gas di altorforno	ISPRA 2017: Fattori di emissione per la produzione e il consumo di energia elettrica in Italia	Dati secondari (Ecoinvent 3.3)
Gas di cokeria	ISPRA 2017: Fattori di emissione per la produzione e il consumo di energia elettrica in Italia	Dati secondari (Ecoinvent 3.3)

3. LCA del mix elettrico italiano

L'unità funzionale è 1kWh di CIL elettrico (consumo interno lordo elettrico) al netto dei pompaggi, aggregato statistico definito come:

$CIL = \text{produzione lorda} + \text{import} - \text{export} - \text{elettricità da pompaggio idroelettrico}$

Sono incluse nell'analisi tutte le fasi del ciclo di vita; è esclusa dai confini del sistema analizzato la rete di trasmissione e distribuzione. Le categorie di impatto prese in considerazione nel presente studio e i relativi metodi di valutazione sono quelli suggeriti dal Joint Research Center - European Commission - JRC nelle linee guida sull'Impact Assessment, con il livello di raccomandazione I e II. Si sono quindi utilizzati i metodi di caratterizzazione ILCD.

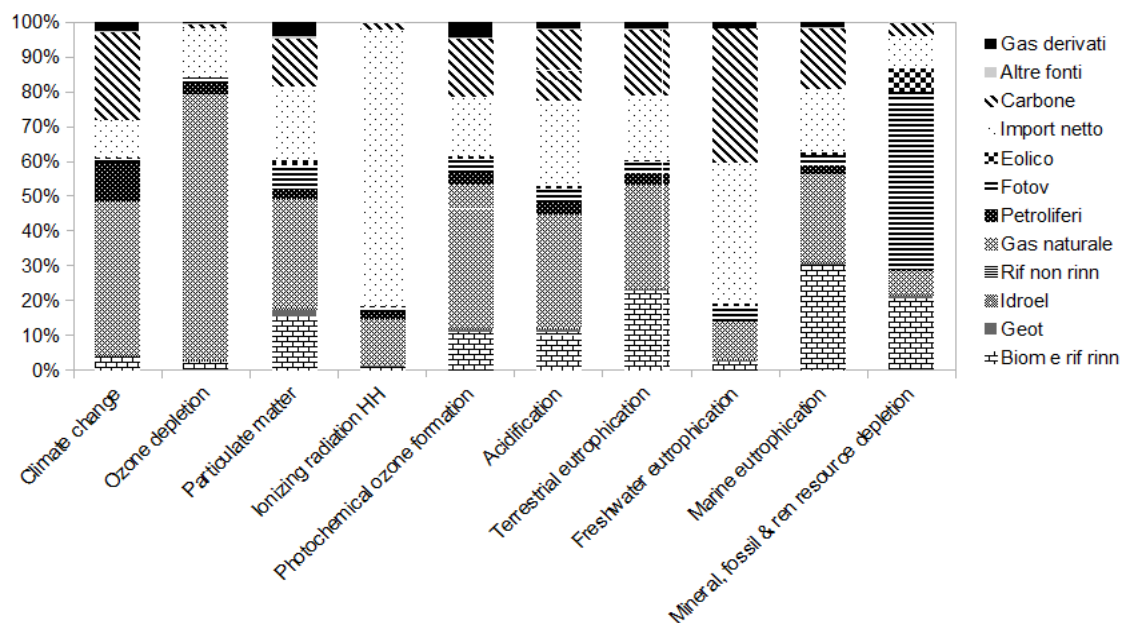


Figura 2: contributi percentuali alle diverse categorie di impatto delle diverse componenti del mix elettrico italiano

a. Risultati

Il grafico di figura 2 riporta i risultati della valutazione di impatto. Si noti che il contributo di ciascuna tipologia di impianto all'impatto è determinato da due fattori: l'impatto specifico della singola fonte/tecnologia di produzione e la quota di partecipazione della singola fonte/tecnologia di produzione nel mix elettrico. Il contributo principale all'impatto in termini di CO₂eq è dovuto a carbone, gas naturale e import. Il rilevante contributo del gas naturale all'impatto di CO₂eq è fortemente influenzato dal fatto che la quota di partecipazione al mix elettrico si attesta a valori elevati. Differentemente gli impianti a carbone con una quota di partecipazione nel mix di gran lunga inferiore (10%), coprono il 25% dell'impatto. Eolico, Fotovoltaico e Idroelettrico contribuiscono in misura non rilevabile alle emissioni di CO₂eq del mix elettrico, pur ricoprendo quote tutt'altro che trascurabili nel mix stesso, 11% per idroelettrico, 5% per l'eolico, 7% per il fotovoltaico.

Relativamente alla potenziale riduzione dell'ozono, il contributo maggiore viene dal gas naturale ed è legato alla fase di upstream del combustibile, ovvero al trasporto mediante gasdotto di gas e, in particolare, ai refrigeranti utilizzati negli impianti di compressione.

Per il particolato si noti che il contributo basso dei petroliferi è dovuto al fatto che a dominare in termini di produzione elettrica sono gli "altri petroliferi" (da bilancio Eurostat). Di questi, secondo le ipotesi effettuate nel presente studio, una parte consistente è coperta (in termini di produzione elettrica) dagli impianti a syngas prodotto a partire da idrocarburi pesanti (TAR di petrolio come nel caso degli impianti Sarroch-Sarlux). Nella modellazione LCA si è deciso di trattare il TAR di petrolio come scarto/rifiuto e quindi, secondo il sistema di allocazione esso entra

nel ciclo di vita dell'elettricità prodotta "burden free". Le emissioni in fase di esercizio sono invece quelle della dichiarazione ambientale della Sarlux. Relativamente agli impianti a biomasse, invece, sarebbe opportuno un approfondimento inerente sistemi di abbattimento polveri (ed anche degli NOx) effettivamente utilizzati negli impianti Italiani onde evitare una sovrastime.

Nel caso delle radiazioni ionizzanti unicamente l'elettricità importata presenta un impatto non trascurabile legato alla presenza di energia nucleare.

Per lo smog fotochimico i principali contributi derivano da impianti a gas naturale (soprattutto in ordine all'elevata quota di partecipazione nel mix), a carbone e l'import.

Per quanto riguarda l'acidificazione atmosferica, vanno evidenziati gli impatti relativi a elettricità importata, e centrali a carbone. Gli impatti sono sostanzialmente associati all'upstream del combustibile: gas di cokeria e carbone (anche nel caso dell'elettricità importata).

Per le categorie eutrofizzazione terrestre e marina, si sottolinea il caso delle biomasse solide e liquide, che pur partecipando al mix con solo il 6% contribuiscono per circa il 10% all'impatto. Da un'analisi di dettaglio dei risultati emerge che il contributo principale è dovuto all'ammoniaca liberata in atmosfera o rilasciata in mare, legata ai processi di produzione elettrica da biomassa solida e dalla coltivazione delle colture dedicate per i bioliquidi. Nel caso dell'eutrofizzazione delle acque dolci a pesare maggiormente sono invece i processi dell'upstream di carbone e lignite (quest'ultima nel caso dell'elettricità importata). L'impatto è legato in particolare ai materiali di risulta delle operazioni di estrazione.

Infine, per la categoria di impatto Consumo di risorse minerali fossili e rinnovabili ad emergere è l'impatto associato al Fotovoltaico, a causa dell'alluminio della cornice e della struttura di supporto dei moduli, nonché dei metalli presenti nell'inverter. Anche le biomasse presentano un impatto rilevante che, come nel caso dei cambiamenti climatici, è legato alle colture dedicate per la produzione di bioliquidi, in particolare olio di soia, e alla conseguente trasformazione di suolo che determina un consumo di risorsa (nell'inventario rappresentato dal flusso "land transformation - Carbon organic in soil or biomass stock").

Qualche difficoltà presenta il confronto dei nostri risultati con quelli di database di riferimento come ad esempio Ecoinvent. Ecoinvent infatti ipotizza nella sua modellazione che tutti gli impianti fotovoltaici immettano energia negli impianti di bassa tensione e che i termovalorizzatori siano connessi in media tensione. Queste ipotesi, oltre a non essere precise, non tengono conto che tutti gli impianti contribuiscono all'equilibrio del sistema. Volendo pervenire ad un confronto l'opzione migliore è considerare il dataset Electricity, low voltage {IT} market for e confrontarlo con le nostre elaborazioni cui vanno aggiunte le perdite di trasmissione e distribuzione, quantificabili attorno al 6% (TERNA, 2019). Abbiamo chiamato questo dataset Electricity, low voltage {IT} Electricity Demand. Nella tabella che segue si riporta il confronto per le categorie di impatto

considerate. Come si vede Ecoinvent sovrastima sistematicamente gli impatti del sistema elettrico nazionale.

Tabella 3: confronto tra i risultati della presente analisi per il mix energetico italiano (RSE) ed il database Ecoinvent. Dati riferiti al mix di consumi sulla rete di bassa tensione

Impact category	Unit	Electricity, low voltage Electricity Demand RSE	Electricity, low voltage {IT} market for ECOINVENT
Climate change	kg CO2 eq	4.72E-01	5.23E-01
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	3.83E-08	5.98E-08
Particulate matter	kg PM2.5 eq	9.50E-05	2.01E-04
Ionizing radiation HH	kBq U235 eq	3.95E-02	7.21E-02
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	5.72E-04	1.10E-03
Acidification	molc H+ eq	1.17E-03	2.77E-03
Terrestrial eutrophication	molc N eq	1.97E-03	3.60E-03
Freshwater eutrophication	kg P eq	1.41E-04	1.48E-04
Marine eutrophication	kg N eq	2.26E-04	3.49E-04
Mineral, fossil & ren resource depletion	kg Sb eq	3.81E-06	8.16E-06

Per quanto attiene in particolare il contributo all'effetto serra il valore di Ecoinvent risulta sovrastimato di circa il 10%. Come c'è da attendersi anche la stima del

residual mix effettuata da AIB risulta notevolmente più alta attestandosi su circa 593 gCO₂/kWh (AIB, 2018). Tale differenza oltre ad essere legata al fatto che il residual mix non comprende gran parte delle rinnovabili, risiede anche nel fatto che le stime di AIB si basano sia per le stime dirette che per quelle relative alle altre fasi del ciclo di vita a fonti di dati piuttosto datate.

4. Conclusioni

L'analisi condotta sul mix elettrico attuale può costituire un utile riferimento in ambito LCA, dal momento che il mix elettrico entra nel ciclo di vita di numerosissimi prodotti (risultando in molti casi uno dei processi più rilevanti all'interno di esso) e che l'elettrificazione dei consumi è vista come uno strumento chiave di decarbonizzazione. Il lavoro svolto, inoltre, sarà di ausilio, in quanto propedeutico, a studi LCA di scenari futuri del sistema elettrico. Dai risultati emerge come il contributo delle rinnovabili non termiche sia trascurabile per la maggior parte delle categorie di impatto analizzate. L'unico potenziale trade-off ambientale da evidenziare è quello tra i cambiamenti climatici e la categoria di impatto relativa al consumo di risorse, in vista di una forte crescita del fotovoltaico nei prossimi anni. Tale risultato suggerisce l'opportunità di approfondimenti (miglioramento delle basi di dati, e focalizzazione sugli scenari del riciclo a fine vita) proprio sul fotovoltaico, che, d'altra parte, giocherà ruolo di protagonista nell'evoluzione del settore elettrico da centralizzato a distribuito.

5. Ringraziamenti

Questo lavoro è stato finanziato dal Fondo di Ricerca per il Sistema Elettrico in ottemperanza al DM, 16 aprile 2018.

6. Bibliografia

Association of Issuing Bodies, 2018, European Residual Mixes Results of the calculation of Residual Mixes for the calendar year 2017, Version 1.13, 2018-07-11

Commissione Europea, 2020, https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal_it, ultimo accesso 27-10-2020.

Eurostat, 2019. Energy balances April 2019 edition. <https://ec.europa.eu/eurostat/web/energy/data/energy-balances>

Gargiulo, A., Carvalho, M. L., & Girardi, P., 2020. Life Cycle Assessment of Italian Electricity Scenarios to 2030. *Energies*, 13(15), 3852.

Gdl "Biomasse, Biocarburanti, e Bioliquidi, Biogas e Biometano e Chimica Verde", 2014. Stato dell'arte della bioenergia in Italia. Tavolo di Filiera per le Bioenergie, www.itabia.it/doc/pdf/Rapporto_Stato_filiere_bioenergetiche_GR1.pdf

Girardi, P., Brambilla, P.C., Gargiulo, A., 2016. LCA comparativo di auto elettriche e tradizionali in ambito urbano: dalla micro car alla familiare. RSE, Ricerca di Sistema, <www.rse-web.it>

- IPCC, 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories – Chapter 2 – Stationary Combustion, <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol2.html>
- ISPRA, 2017. Fattori di emissione per la produzione e il consumo di energia. www.sinanet.isprambiente.it › at_download
- JRC, 2011. Joint Research Center-European Commission, Handbook, I. L. C. D. - Recommendations for life cycle impact assessment in the European context.
- Luderer, G., Pehl, M., Arvesen, A., Gibon, T., Bodirsky, B. L., de Boer, H. S., ... & Mima, S. 2019. Environmental co-benefits and adverse side-effects of alternative power sector decarbonization strategies. *Nature communications*, 10(1), 1-13.
- Ministero dello Sviluppo Economico, 2015. Produzione nazionale di idrocarburi - Anno 2015. <http://unmig.sviluppoeconomico.gov.it/unmig/produzione/produzione.asp>
- SNAM, 2014. Bilancio di sostenibilità. www.snam.it.
- Sarlux, 2018, Dichiarazione Ambientale 2018. <https://www.sarlux.saras.it/it/dichiarazione-ambientale-2018-sarlux>
- TERNA, 2019. Dati Statistici sull'energia elettrica in Italia. <https://www.terna.it/it-it/sistemaelettrico/statisticheeprevisoni/datistatistici.aspx>
- Wernet, G., Bauer C., Steubing B., Reinhard J., Moreno-Ruiz E., Weidema, B., 2016. The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology. *Int. J. Life Cycle Ass.*, vol. 21, n. 9, p. 1218–1230.

Evidences of human health damage mitigation associated with the Italian lockdown due to COVID-19 through the lens of energy metabolism assessment

Benedetto Rugani¹, Edoardo Conticini², Dario Caro³

¹ RDI Unit on Environmental Sustainability Assessment and Circularity (SUSTAIN), Environmental Research & Innovation (ERIN) Department, Luxembourg Institute of Science and Technology (LIST), 41 Rue du Brill, 4422 Belvaux, Luxembourg

² Rheumatology Unit, Department of Medicine, Surgery and Neurosciences, University of Siena, Policlinico Le Scotte, viale Mario Bracci 1, Siena, Italy

³ Department of Environmental Science, Aarhus University, Frederiksborgvej 399, Roskilde, Denmark

Email: benedetto.rugani@list.lu

Abstract

The consequence of the lockdowns implemented to address the COVID-19 pandemic on human health damage due to air pollution and other environmental issues must be better understood. This paper analyses the effect of reducing the energy demand on the evolution of environmental impacts during the Italian lockdown, with focus on human health. An energy metabolism approach is undertaken based on the life cycle assessment of all monthly energy consumptions, by sector, category and province area in Italy between Jan-2015 to Jun-2020. Results show a general decrease (by ~9% on average) of each midpoint impact category indicator in the first semester of 2020 as compared to previous years. These avoided impacts further intensify during the lockdown phase (by ~19% on average). Regarding the endpoint damage on human health, ~60 Disability Adjusted Life Years (DALYs) per 100,000 inhabitants are estimated to be saved because of the lockdown measures.

1. Introduction

The increased lethality of COVID-19 syndrome caused by the novel coronavirus SARS-CoV-2 has been associated with chronic lung inflammation due to long-term exposure to air pollution (Conticini et al. 2020, Whiteside and Herndon 2020). Recent quantitative estimations from Pozzer et al. (2020) confirm that air pollution is an important cofactor to increase the risk of mortality from COVID-19, finding that particulate air pollution contributed ~15% to COVID-19 mortality worldwide. Similarly, Venter et al. (2020) estimate that reductions in air pollution (in particular with regard to PM_{2.5} and NO₂) during lockdowns across 34 countries have contributed to avoid a net total of 49,900 excess deaths and 89,000 pediatric asthma emergency room visits.

In this regard, a large body of research has recently evaluated the potential effect of air pollution on the increase of COVID-19 lethality in different geographical

areas (Cole et al. 2020, Copat et al. 2020, Domingo and Rovira 2020, Hendryx and Luo 2020, Magazzino et al. 2020, Ogen 2020, Yao et al. 2020). In Italy, contagious has rapidly spread starting from the end of February 2020, particularly in the North (Lombardy, Veneto and Emilia-Romagna) and recording much higher levels of lethality than in other countries and Italian regions (Coker et al. 2020, Fattorini and Regoli 2020, Murgante et al. 2020, Zoran et al. 2020, Perone 2021).

Chronic respiratory diseases, leading to frequent and prolonged hospital admissions, and eventually death do represent negative impacts or damages for human health caused, among others, by primary and secondary aerosols and ozone in the atmosphere associated with air pollution (van Zelm et al. 2016). Such burden can be measured with the Disability Adjusted Life Years (DALYs), which is a worldwide acknowledged indicator to quantify the burden of diseases, injuries and risk factors in one aggregated single metric based on the sum between the estimated years of life lost from premature death and those of life lived in less than full health (WHO 2018). Accordingly, DALYs can be utilised to help decision makers and the public understand the leading causes of health burden and whether improvement occurs over time (GBD_RiskFactorCollaborators 2018). Despite a quantitative clinical relationship or statistical estimate does not exist that can relate the COVID-19 effects with premature death, or an average number of lives lived in less than full health, it is worth investigating the effects of the lockdown measures on the Italian burden of human health disease. Only a few papers so far have examined the relationship between the damage wrought by the SARS-CoV-2 pandemic on human health and other possible disease measures such as those quantified with the DALYs indicator. For example, some preliminary estimates of DALYs due to COVID-19 have been provided for Korea (Jo et al. 2020). Moreover, an estimated load of “years of life lost” (YLLs) – which represents a key variable for the calculation of DALYs – due to COVID-19 is used to measure the burden of the COVID-19 in the thirty countries with the highest incidence of COVID-19 (Oh et al. 2020). On top of this, the disability weight in the estimation of “years lost due to disability” (YLDs, which represents the second key variable for estimating the DALYs index) has been assumed as an acute lower respiratory infection, since a specific value for COVID-19 is still not available (Nurchis et al. 2020).

While research on incorporating COVID-19 effects in the DALY indicator is still at its infancy, within the field of industrial ecology the life cycle assessment (LCA) method is widely used to account for the cause-effect relationship between environmental issues, such as air pollution, and DALYs. Following an LCA approach, this paper thus aims to shed new light on the consequences of the lockdown measures for human health from the perspective of the avoided damage generated by the stringent measures of lockdown of economic activities in Italy. More specifically, the objective was to assess the trend of environmental impacts on human health (and their effects in terms of DALYs) associated with the consumption of energy prior, during and immediately after the first lockdown period in Italy.

2. Materials and methods

a. Goal and scope

The assessment methodology represents a follow-up of the approach recently illustrated in Rugani and Caro (2020), which analysed the carbon footprint generated by the COVID-19 related lockdown measures in Italy. This was done adopting an LCA approach to assess the monthly energy metabolism driving the Italian economy between January 2015 and May 2020. To go beyond that study, the focus here was to assess all the environmental impacts (not only those associated with GHG emissions) specifically relevant for human health over the same timeframe but updating the data inventory until the 30th June 2020. By assessing the energy consumptions prior, during and after the lockdown period therefore allowed to better understand the environmental consequences of such relevant event for the socio-economic system of the country.

In this regard, around thirty energy flows were considered, which were grouped in six main categories as follows: solid fossil fuels (SFF), oil and petroleum products (OPP), natural gas (GAS), renewables and biofuels (REN), non-renewable waste & heat (NRH), and electricity (ELE); see Table 1. The system boundaries thus included the whole national territory of Italy, disaggregating the inventory of energy metabolic flows by the 20 regions and 107 province areas of the country. As anticipated in Rugani and Caro (2020), accounting for the total energy consumptions of Italy through the equation $Consumption = Production + Imports - Exports$ allowed to consider the largest possible portion of environmental impacts seemingly generated at the national scale.

Table 1: framework for data collection and life cycle inventory of the Italian energy flows. Around thirty energy flows are considered, grouped into six main categories as follows: solid fossil fuels (SFF), oil and petroleum products (OPP), natural gas (GAS), renewables and biofuels (REN), non-renewable waste & heat (NRH), and electricity (ELE)

Category	Typology	Spatial and temporal resolution
Solid fossil fuels (SFF)	Anthracite and other bituminous coal (incl. coking coal); lignite and agglomerates; coke oven coke; coal tar and ammonium sulfate; petroleum coke	Multiscale geographical resolution: country > region > province and metropolitan areas Time resolution: monthly* consumption flows inventoried between January 2015 and June 2020; * only for electricity: data collected on a daily basis
Oil and petroleum products (OPP)	Liquefied petroleum gases (LPG); motor and aviation gasoline (excl. biofuel portion); kerosene (excl. biofuel portion); naphtha; gas oil and diesel oil (excl. biofuel portion); fuel oil; lubricants; bitumen; paraffin waxes and other oil products (among which white spirit and special boiling point industrial spirits)	
Natural gas (GAS)	-	
Renewables and biofuels (REN)	Solar thermal; geothermal; primary solid biofuels; charcoal; biogases; blended biogasoline; blended biodiesels; ambient heat (heat pumps)	
Non-renewable waste & heat (NRH)	Industrial waste; heat (from co-generation and other)	
Electricity (ELE)	-	

b. Methodological approach and indicators

Starting from Rugani and Caro (2020), an extension of the life cycle inventory (LCI) of each typology of energy flow reported in Table 1 was conducted, updating the collection of data until June 2020 from national and international statistics (namely from databases of the Italian Ministry of Economic Development, Eurostat, Terna S.p.A., and ISTAT) with regard to the OPP, ELE and GAS categories. While in the case of SFF, REN and NRH categories, for which data was not available, consumption flows were estimated using the same approach described in Rugani and Caro (2020). Hence, more details regarding the elaboration and adjustment of data, their sources and methodological assumptions and the overall LCI of energy consumptions in time series can be found there.

For the life cycle impact assessment (LCIA) phase, the latest version of the ReCiPe method was used (Huijbregts et al. 2016). Because the scope of the

paper was centered around the human health aspects, only the LCIA indicators focusing on human health damage were selected, which rely to the impact categories of global warming (GW), stratospheric ozone depletion (OD), ionizing radiation (IR), ozone formation (OF), fine particulate matter formation (PM), human carcinogenic and non-carcinogenic toxicity (CT and NT, respectively), and water consumption (WC). First, midpoint impact indicators related to these categories were quantified. Their impact scores were then aggregated to measure the DALYs at the endpoint level. This was done by using specific characterisation factors from Huijbregts et al. (2016) that serve to estimate the effects on human health caused by an increase in malnutrition, diarrhea, flooding, malaria, and heat stress, which can directly or indirectly be due to the selected environmental issues. Ultimately, the estimated DALYs in each Italian region and province areas were qualitatively compared, and their consequences discussed, against the number of deaths and hospitalizations in intensive care recorded from the beginning of the COVID-19 outbreak up to the end of June 2020.

3. Results and discussion

a. Midpoint impact assessment

The midpoint impact assessment of the Italian energy metabolism over time – comparing the first six months (January-June), of each year between 2015 and 2020) – indicates a general decrease in the impact scores across all the analysed indicators during 2020, compared to previous years.

As shown in Figure 1, such trends of impact avoided are mainly due to the occurrence of the lockdown measures that imposed to halt most of the economic activities in the country, among which the most polluting ones (e.g. mobility sector). In particular, the present analysis estimates that the environmental impacts have been reduced by ~20% during the lockdown (occurring approximately during the three months of March, April and May 2020), as compared to the impacts calculated for the same three months of the preceding years from 2015 to 2019). This reduction rate represents the median value among the eight indicators assessed here. Accordingly, Figure 1 suggests that during the lockdown period the reduction of the environmental impact has been very large for some categories (up to 50-60% less than in January 2020), such as GW, PM, OD and OF, which are typically related to the consumption of fossil fuels and the production of energy from biomass and non-renewable resources. Not surprisingly, the impacts then generally increase with the resumption of activities after the lockdown over June 2020. The relative contributions of each category of energy metabolic flows to the six-month based annual impacts are shown in Figure 2.

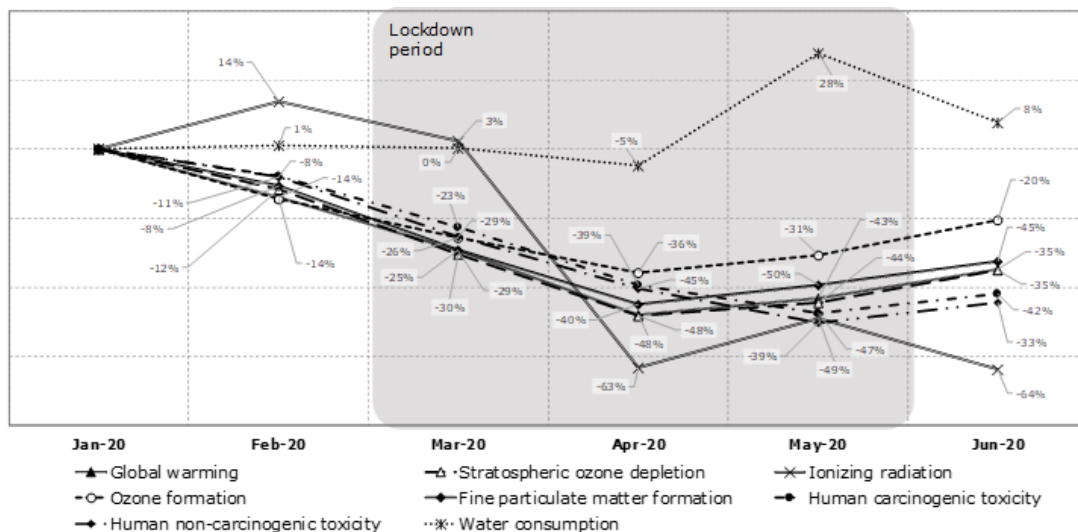


Figure 1: evolution of the midpoint impact indicator scores in 2020 (base-month: January). During the lockdown period the reduction of the environmental impact has been very large for some categories (up to 50-60% less than in January 2020), such as global warming, fine particulate matter formation, stratospheric ozone depletion and ozone formation. These are typically related to the consumption of fossil fuels and the production of energy from biomass and non-renewable resources. Not surprisingly, the impacts then generally increase with the resumption of activities after the lockdown over June 2020

As previously mentioned, the lockdown measures have generated a reduction of the midpoint impacts across all indicators, which ranges from ~1% in the case of WC to ~-23% in the case of IR. While for the other impact categories (GW, OD, OF, PM, CT and NT), the impact decrease is around 11% on average. These figures are obtained when comparing the total impact recorded between January and June 2020 against the mean impact in the same period from 2015 to 2020. In absolute terms, such reductions are even more meaningful. For example, compared to the same timeframe (Jan-Jun) in 2019, the lockdown has allowed to save ~38 Mt CO₂-eq. (i.e. ~625 kg CO₂-eq. per capita), ~305 t NO_x-eq. (i.e. ~5 kg NO_x-eq. per capita), and ~35 t PM_{2.5}-eq. (i.e. ~600 g PM_{2.5}-eq. per capita).

When looking at the shares of each energy category, the impacts due to electricity consumptions dominate across most of the indicators, namely OD, OF, IR, CT and NT, followed by OPP. This is mainly due to the diversity of pollutant emissions generated during the production of electricity or along its life cycle upstream. In contrast, the consumption of fuels mainly generates pollution throughout their combustion processes, as reflected by the large contributions of the GAS, OPP and REN categories to the three impact indicators of GW, OD and PM.

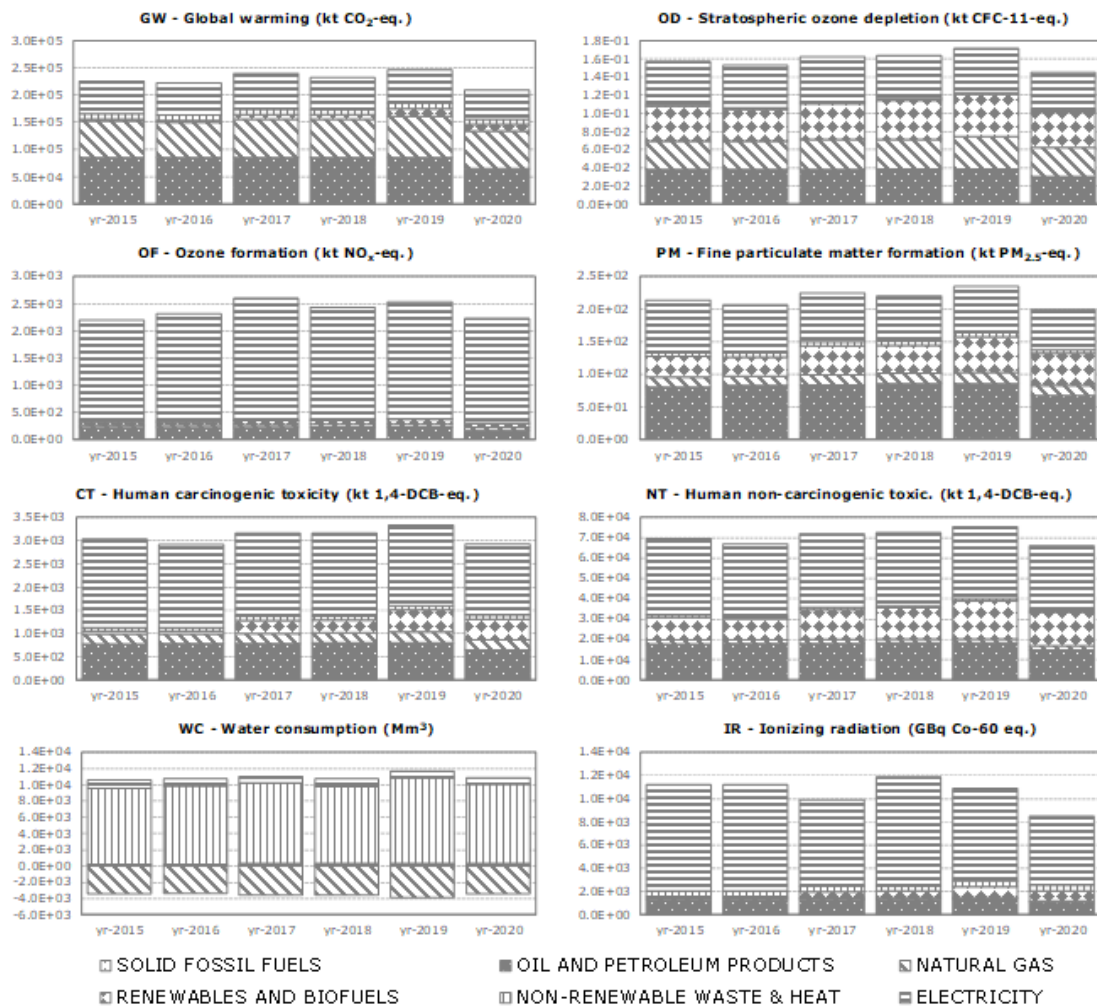


Figure 2: comparison of yearly impact scores (six-months based aggregation from January 1st to June 30th of each year) for a selected set of midpoint LCIA indicators. The lockdown measures have generated a reduction of the midpoint impacts across all indicators. Such reduction ranges from ~1% in the case of water consumption to ~-23% in the case of ionizing radiation. While for the other impact categories (global warming, fine particulate matter formation, stratospheric ozone depletion, ozone formation, and human carcinogenic and non-carcinogenic toxicity), the impact decrease is around 11% on average. These figures are obtained when comparing the total impact recorded between January and June 2020 against the mean impact in the same period from 2015 to 2020. In absolute terms, such reductions are even more meaningful

b. Damage assessment

As a follow-up of the midpoint impact assessment, the DALYs due to the consumption of energy in each region and province areas of Italy were estimated.

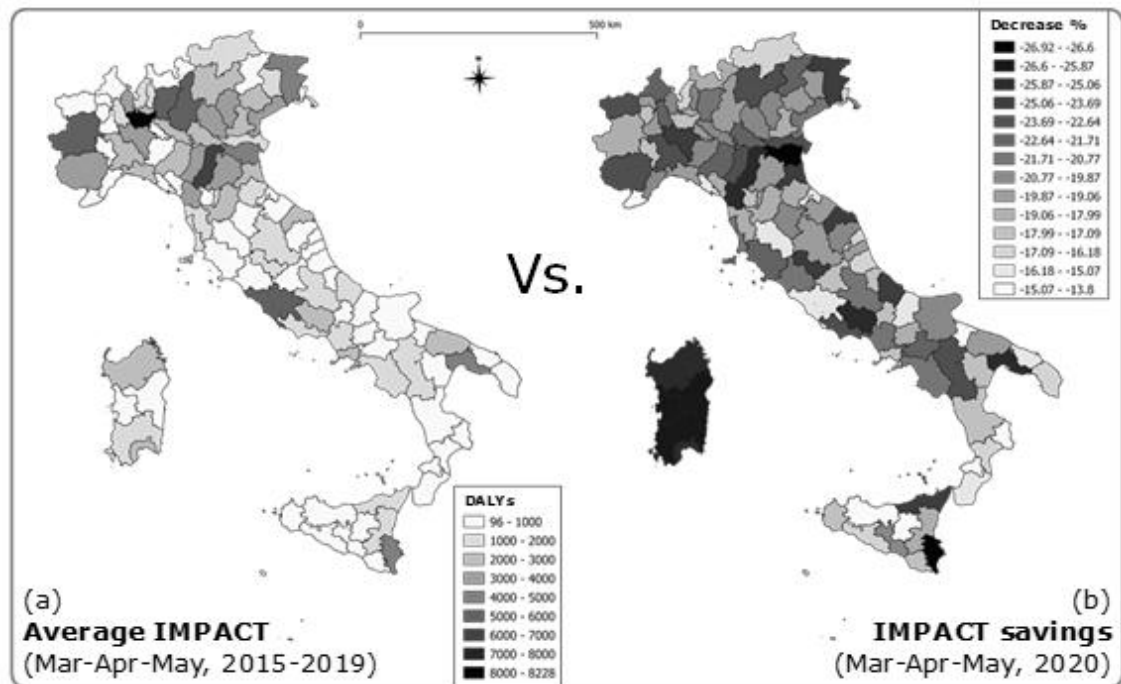


Figure 3: (a) Average distribution of endpoint impacts (in DALYs) across the overall 107 province areas of Italy in the timeframe 2015-2019, compared with (b) avoided DALY impacts during the lockdown period (between March and May 2020), calculated in % against the past timeframe. Maps show that both impacts and savings are mostly concentrated in the Northern regions, even if high avoided DALY scores are recorded in several province areas of Southern Italy and the islands

Figure 3 compares the distribution of the DALYs impact over the timeframe March-May between 2015 and 2019 (considering the average of these years) against the distribution of the avoided impact generated during the lockdown in 2020, presented in % values. Both impacts and savings are mostly concentrated in the Northern regions, even if high avoided DALY scores are recorded in several province areas of Southern Italy and the islands. This is mainly due to two factors: a higher population density, which implies more extensive consumptions of energy, and a larger presence of the heavy and most pollutant industry. Overall, the DALYs avoided because of the lockdown measures are estimated to be around 40,000 in the whole country, which represents ~5% of the average annual DALYs impact from 2015 to 2019 (in the whole year 2019, the energy metabolism has generated an impact of around 840,000 DALYs). The highest avoided impacts are recorded in the province areas of Modena, Milan and Ferrara, with scores of 1570, 1422 and 1316 saved DALYs. However, those areas also reflect the highest DALYs impacts in 2020 when compared to past trends. In contrast, the Southern province areas of Enna, Crotone and Vibo Valentia have generally low impacts (less than 120 DALYs in 2020) but also the lowest savings (less than 20 avoided DALYs in 2020 when compared to the average 2015-2019 values).

It is worth mentioning that the potential damage to human health, measured with the single score indicator of the DALYs, is mainly due to the contribution of GW and PM impact categories, which weight to the global DALYs score each by ~44% (on average among the energy categories and flows). Therefore, the damage on human health measured with DALYs is mostly dependent upon the impact due to GHGs and particulate matter pollution, which in the ReCiPe method mainly contribute to malnutrition and respiratory diseases, respectively.

This brings to investigate, at least preliminary and qualitatively, the potential relationships between the DALYs indicator and the disease due to COVID-19. Figure 4 compares the number of deaths and hospitalisations occurred across the 20 Italian regions until the end of June Vs. the DALYs estimated for the same timeframe (but starting in January 2020) and areas. Both visually and numerically (Pearson correlation index = 0.88) a relevant parallel exists between the two sets of numbers, which suggests that the higher the environmental impact to human health due to energy consumption within a certain region, the higher the number of people affected by a more severe disease. This confirms several recent observations about the relationship between the high penetration of the virus in the population of Northern Italy with the low air quality of those regions (Coker et al. 2020, Fattorini and Regoli 2020, Mirri et al. 2020, Murgante et al. 2020, Zoran et al. 2020), although it must be stated that the impacts estimated with the DALYs in this paper are not necessarily occurring *in loco* (according to the life cycle approach undertaken in this study). Nevertheless, the outcomes of this paper can help to move towards a better understanding of the link between the COVID-19 consequences on human health and their possible inclusion in an index of burden of disease such as the DALY. Accordingly, this study provides additional or complementary outcomes to the preliminary findings of some recent literature studies that investigate the correlation between the components of, or the drivers for, the DALYs measure at country scale and the observed COVID-19 mortality rates. For example, a significant correlation between dementia DALYs and COVID-19 cases has been found when analysing data from around 200 countries, suggesting that dementia is a strong predictor of COVID-19 mortality (Azarpazhooh et al. 2020). Moreover, recent evidence on the relations between dietary factors and the global infection and mortality rates of COVID-19 confirms that malnutrition has an important effect on the immune system and disease vulnerability of peoples, whereby poor dietary habits are considered to be the second-leading risk factors for mortality and DALYs (Abdulah and Hassan 2020). The reduced atmospheric pollution associated with the effects of lockdown in many countries has generated benefits in terms of reduced damages (accounted for in mortality, morbidity and disease factors with associated DALYs); and this damage avoided has been even quantified in monetary terms for several urban contexts (Bherwani et al. 2020). In the case of Italy, however, the total cost of lost productivity due to COVID-19 premature mortality has been estimated to be around 300 M€ (Nurchis et al. 2020). The same study has calculated a DALY rate equal to 2.01 DALYs per 1000 persons, with the estimated burden of disease being the highest among people aged 80–89 years. The results presented in this paper are in the same order of magnitude (i.e. ~2.54 DALYs per 1000 persons

generated during the lockdown in Italy), and show an overall saving of ~0.61 DALYs per 1000 persons, which represents ~24% of the impact.

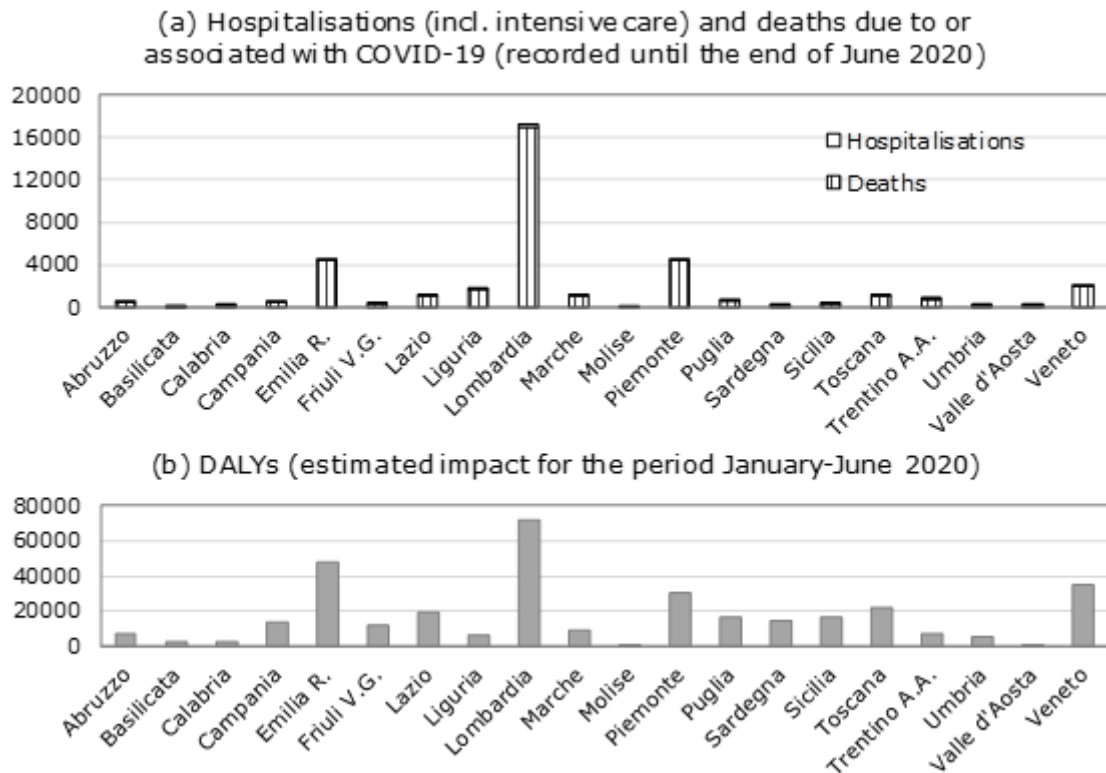


Figure 4: (a) Number of hospitalisations and deaths associated with COVID-19, recorded until 30/06/20 (source: [Ministero della Salute, Dipartimento della Protezione Civile](#)), and (b) spatial distribution across the Italian regions of the DALYs impact in the first-half of 2020. Both visually and numerically (Pearson correlation index = 0.88) a relevant parallel exists between the two sets of numbers, suggesting that the higher the environmental impact to human health due to energy consumption within a certain region, the higher the number of people affected by a more severe disease

c. Uncertainty and limitations

The energy metabolism model and the LCA methodological approach undertaken in this study represent possible sources of uncertainty or limitations for the results obtained. First, no distinction between impacts occurring in Italy and impacts occurring outside is made. This hampers to understand how the actual distribution of the impacts occurs, regarding air pollution due to combustion processes, and to which extent these impacts eventually take place in Italy or elsewhere. Consequently, the results shown in the maps of Figure 3 must be interpreted as the penetration of the impact due to the regional economic systems, since they reflect the distribution of the energy consumptions due to domestic production and importation and exclude the impacts due to exported energy flows; other caveats associated with the energy metabolism model have been thoroughly described in Rugani and Caro (2020). Moreover, no regionalized

characterisation factors have been considered to estimate the DALYs, as well as other possible midpoint impacts, reducing the assessment representativeness. It has been observed that applying region-specific characterization factors can lead to significantly different outcomes of an LCA, such as an over- or underestimation of damage of up to 2 orders of magnitude (van Zelm et al. 2016). Despite these limitations, the consumption approach used in the present model, which is compliant with the principles of LCA, helps to anticipate the environmental burden that national statistics and environmental authorities will disclose in the upcoming years through the territorial emissions data associated with domestic production sources.

4. Conclusions and outlook

The effects on human health due to COVID-19 pandemic are currently under investigation across several domains of research, including the environmental science. The high number of deaths and hospitalisations recorded so far in Italy and worldwide are certainly an index of the severity of this virus. However, the role of environmental impacts due to, among others, air pollution (mainly associated with respiratory stressors such as PM_{2.5}) as co-factors for the amplification of the virulence is still not enough investigated. Through the lens of the energy metabolism, which roots into the life cycle thinking principles, this paper highlights one potentially relevant issue for human health worsening due to environmental pollution. As made evident by recent literature (Poizzer et al. 2020, Venter et al. 2020), considering such a relationship will be crucial in the future to ensure the necessary environmental quality standards as a basis for mitigating the risk of new virus pandemics.

So far, no relationships have been identified between the global burden of diseases, injuries and risk factors represented by the DALYs indicator, and the effects of the COVID-19 on the number of years of life lost from premature death and/or the years of life lived in less than full health. This will represent a subject of future research in the human health domain. Nevertheless, by looking at the trends of the saved DALYs due to the measures of lockdown in Italy, it has been possible in this paper to emphasize the opportunity that such measures, although very loading for the society and the economic productivity, may provide back for the human health quality.

In this regard, it is worth remarking that long-term damages of SARS-CoV2 in organs and systems have been extensively hypothesized but are far from being fully defined in terms of pathogenesis and epidemiology. The exact comprehension of the mechanisms leading to chronic diseases, such as pulmonary fibrosis and end-stage renal disease, as well as their incidence in patients previously affected by COVID-19, will shed a new light in the determination of DALYs related to this condition.

5. References

- Abdulah, D. M., and A. B. Hassan. 2020. Relation of dietary factors with infection and mortality rates of COVID-19 across the world. *The Journal of Nutrition, Health and Aging* 24:1011-1018.
- Azarpazhooh, M. R., A. Amiri, N. Morovatdar, S. Steinwender, A. Rezaei Ardani, N. Yassi, J. Biller, S. Stranges, M. Tokazebani Belasi, S. K. Neya, B. Khorram, M. S. Sheikh Andalibi, S. Arsang-Jang, N. Mokhber, and M. Di Napoli. 2020. Correlations between COVID-19 and burden of dementia: An ecological study and review of literature. *Journal of the Neurological Sciences* 416:117013.
- Bherwani, H., M. Nair, K. Musugu, S. Gautam, A. Gupta, A. Kapley, and R. Kumar. 2020. Valuation of air pollution externalities: comparative assessment of economic damage and emission reduction under COVID-19 lockdown. *Air Quality, Atmosphere & Health* 13:683-694.
- Coker, E. S., L. Cavalli, E. Fabrizi, G. Guastella, E. Lippo, M. L. Parisi, N. Pontarollo, M. Rizzati, A. Varacca, and S. Vergalli. 2020. The Effects of Air Pollution on COVID-19 Related Mortality in Northern Italy. *Environmental and Resource Economics* 76:611-634.
- Cole, M. A., C. Ozgen, and E. Strobl. 2020. Air Pollution Exposure and Covid-19 in Dutch Municipalities. *Environmental and Resource Economics* 76:581-610.
- Conticini, E., B. Frediani, and D. Caro. 2020. Can atmospheric pollution be considered a co-factor in extremely high level of SARS-CoV-2 lethality in Northern Italy? *Environmental Pollution* 261:114465.
- Copat, C., A. Cristaldi, M. Fiore, A. Grasso, P. Zuccarello, S. S. Signorelli, G. O. Conti, and M. Ferrante. 2020. The role of air pollution (PM and NO₂) in COVID-19 spread and lethality: A systematic review. *Environmental Research* 191:110129.
- Domingo, J. L., and J. Rovira. 2020. Effects of air pollutants on the transmission and severity of respiratory viral infections. *Environmental Research* 187:109650.
- Fattorini, D., and F. Regoli. 2020. Role of the chronic air pollution levels in the Covid-19 outbreak risk in Italy. *Environmental Pollution* 264:114732.
- GBD_RiskFactorCollaborators. 2018. Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks for 195 countries and territories, 1990–2017: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017. *The Lancet* 392:1923-1994.
- Hendryx, M., and J. Luo. 2020. COVID-19 prevalence and fatality rates in association with air pollution emission concentrations and emission sources. *Environmental Pollution* 265:115126.
- Huijbregts, M. A. J., Z. J. N. Steinmann, P. M. F. Elshout, G. Stam, F. Verones, M. Vieira, and R. Van Zelm. 2016. ReCiPe2016 - A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level - Report I: Characterization.

Department of Environmental Science, Radboud University Nijmegen, The Netherlands.

Jo, M. W., D. S. Go, R. Kim, S. W. Lee, M. Ock, Y. E. Kim, I. H. Oh, S. J. Yoon, and H. Park. 2020. The Burden of Disease due to COVID-19 in Korea Using Disability-Adjusted Life Years. *Journal of Korean Medical Science* 35:e199.

Magazzino, C., M. Mele, and N. Schneider. 2020. The relationship between air pollution and COVID-19-related deaths: An application to three French cities. *Applied Energy* 279:115835.

Mirri, S., G. Delnevo, and M. Rocchetti. 2020. Is a COVID-19 Second Wave Possible in Emilia-Romagna (Italy)? Forecasting a Future Outbreak with Particulate Pollution and Machine Learning. *Computation* 8:74.

Murgante, B., G. Borruso, G. Balletto, P. Castiglia, and M. Dettori. 2020. Why Italy First? Health, Geographical and Planning aspects of the Covid-19 outbreak. *Sustainability* 12:5064.

Nurchis, M. C., D. Pascucci, M. Sapienza, L. Villani, F. D'Ambrosio, F. Castrini, M. L. Specchia, P. Laurenti, and G. Damiani. 2020. Impact of the Burden of COVID-19 in Italy: Results of Disability-Adjusted Life Years (DALYs) and Productivity Loss. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 17:4233.

Ogen, Y. 2020. Assessing nitrogen dioxide (NO₂) levels as a contributing factor to the coronavirus (COVID-19) fatality rate. *Science of The Total Environment* 726:138605.

Oh, I. H., M. Ock, S. Y. Jang, D. S. Go, Y. E. Kim, Y. S. Jung, K. B. Kim, H. Park, M. W. Jo, and S. J. Yoon. 2020. Years of Life Lost Attributable to COVID-19 in High-incidence Countries. *Journal of Korean Medical Science* 35:e300.

Perone, G. 2021. The determinants of COVID-19 case fatality rate (CFR) in the Italian regions and provinces: An analysis of environmental, demographic, and healthcare factors. *Science of The Total Environment* 755:142523.

Pozzer, A., F. Dominici, A. Haines, C. Witt, T. Münzel, and J. Lelieveld. 2020. Regional and global contributions of air pollution to risk of death from COVID-19. *Cardiovascular Research* 116: 2247-2253.

Rugani, B., and D. Caro. 2020. Impact of COVID-19 outbreak measures of lockdown on the Italian Carbon Footprint. *Science of The Total Environment* 737:139806.

van Zelm, R., P. Preiss, T. van Goethem, R. Van Dingenen, and M. Huijbregts. 2016. Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: Damage to human health and vegetation. *Atmospheric Environment* 134:129-137.

Venter, Z. S., K. Aunan, S. Chowdhury, and J. Lelieveld. 2020. Air pollution declines during COVID-19 lockdowns mitigate the global health burden. *Environmental Research* 192:110403.

Whiteside, M., and J. M. Herndon. 2020. COVID-19 Immunopathology, Particle Pollution, and Iron Balance. *Journal of Advances in Medicine and Medical Research* 32:43-60.

WHO. 2018. WHO methods and data sources for global burden of disease estimates 2000-2016. Department of Information, Evidence and Research, World Health Organization (WHO), Geneva.

Yao, Y., J. Pan, W. Wang, Z. Liu, H. Kan, Y. Qiu, X. Meng, and W. Wang. 2020. Association of particulate matter pollution and case fatality rate of COVID-19 in 49 Chinese cities. *Science of The Total Environment* 741:140396.

Zoran, M. A., R. S. Savastru, D. M. Savastru, and M. N. Tautan. 2020. Assessing the relationship between surface levels of PM_{2.5} and PM₁₀ particulate matter impact on COVID-19 in Milan, Italy. *Science of The Total Environment* 738:139825.

Banca dati Italiana LCA: creazione di dataset sul mix elettrico nazionale

Federica Insola¹, Alessandra Bonoli², Patrizia Buttol³, Simona Scalbi³

¹Università degli Studi di Bologna, dipartimento ingegneria industriale DIN

²Università degli Studi di Bologna, DICAM

³ENEA, SSPT/USER/RISE

Email: federicainsola@gmail.com

Abstract

Il settore energetico, e in particolare quello elettrico, è rilevante per i potenziali impatti ambientali che da esso derivano. Questo articolo presenta lo studio LCA per la produzione dei dataset sul mix elettrico nazionale, che entreranno a far parte della banca dati italiana LCA sviluppata nel progetto ARCADIA. È stato dunque condotto lo studio per calcolare l'impatto dell'elettricità al consumatore finale (Bassa Tensione), secondo il mix elettrico nazionale, con unità funzionale pari 1 MJ. Sono stati creati 5 Dataset che rappresentano il Sistema Elettrico nazionale: 2 di Produzione Elettricità (in Alta e Bassa Tensione) e 3 di Elettricità al Consumo (in Alta, Media e Bassa Tensione). Per l'analisi degli impatti relativi ai differenti dataset si è fatto riferimento alla metodologia CML – 2001, aggiornata al 2016. LCA. I risultati degli impatti sono coerenti con quelli relativi ad analoghi dataset (Thinkstep e Ecoinvent), ma rappresentano in maniera più fedele la realtà italiana. Questa prima fase dello studio rappresenta il risultato di un lavoro di tesi, per cui, in accordo con gli obiettivi del progetto ARCADIA, seguiranno valutazioni più approfondite relative alle filiere nazionali di produzione di energia elettrica da biomassa e fotovoltaico.

1. Introduzione

La qualità dei dati in uno studio di Life Cycle Assessment (LCA) è fondamentale per assicurarne la affidabilità e permettere quindi da un lato di basare le decisioni di innovazione e sostenibilità del mondo produttivo su informazioni valide, dall'altro di sviluppare solide politiche per la sostenibilità. A livello internazionale l'interesse per la creazione e il perfezionamento di banche dati nazionali è andato crescendo, come dimostrano le diverse iniziative di promozione e sviluppo. Lo scopo è facilitare la diffusione del LCA e promuovere iniziative di valutazione e riduzione degli impatti ambientali presso una vasta gamma di destinatari, tra cui decisori pubblici, settore privato, ONG e università, ricerca, oltre che sostenere l'elaborazione e la regolamentazione delle politiche pubbliche (Wolf, 2014). All'interno del "One Planet Network" è stato anche attivato il "LCA database

Helpdesk”¹³, tramite il quale un forum di esperti di dati LCA e loro gestione, fornisce supporto a chi intenda creare e gestire database LCA, inclusa una roadmap per la costituzione dei Banche dati LCA¹⁴ (Bajaj et al., 2019).

In questo contesto si sviluppa il Progetto Arcadia - Approccio ciclo di vita nei contratti pubblici e banca dati italiana LCA per l'uso efficiente delle risorse. Finanziato dall'Agenzia di Coesione Territoriale, nell'ambito del PON-Governance e Capacità Istituzionale 2014-2020. Il progetto, fra i diversi obiettivi, prevede la creazione di una banca dati italiana LCA per promuovere iniziative di sviluppo sostenibile che coinvolgano gli stakeholder locali. Gli obiettivi sono da una parte stimolare le aziende a migliorare i loro prodotti dal punto di vista ambientale, riducendo i consumi e le emissioni e promuovendo azioni di recupero e riuso in un'ottica di economia circolare, dall'altra fornire alle pubbliche amministrazioni dati per indirizzare le scelte strategiche relative alla gestione e lo sviluppo del territorio. Inoltre, la banca dati potrà essere utilizzata nell'ambito degli "appalti verdi" dai diversi operatori pubblici, e dai soggetti privati per l'acquisizione di etichette ambientali come EPD (Environmental Product Declaration) e marchio "Made Green in Italy".

L'articolo presenta lo studio LCA per lo sviluppo di dataset relativi al mix elettrico italiano aggiornati all'anno 2017, con particolare attenzione alle variazioni del contributo delle energie rinnovabili. Si è ritenuto prioritario mettere a disposizione dati nazionali aggiornati a causa della rilevanza ambientale del settore elettrico in Italia: questo, infatti, contribuisce per il 30% alle emissioni di gas serra dell'intero settore energetico, il quale, a sua volta, è responsabile dell'80% delle emissioni nazionali dei gas serra (ISPRA, 2018).

2. Il contesto

Al fine di costituire i dataset del mix elettrico nazionale per la Banca dati Italiana LCA è stata svolta un'analisi del sistema elettrico nazionale e un'analisi su come sono stati modellati i mix elettrici in altri Database.

Dall'analisi del sistema elettrico nazionale attraverso i dati forniti da Terna, da cui vengono poi ricavati i dati Eurostat, emerge che prima di essere immessa nella rete di distribuzione, l'energia elettrica nelle centrali è prodotta in Media Tensione con valori compresi tra i 10 e i 25 kV, e solo successivamente viene trasformata in alta/altissima tensione. La produzione locale non basta a soddisfare il fabbisogno energetico italiano ed è dunque necessario acquistare energia elettrica da altri Paesi. Il sistema di trasmissione è complesso e articolato, e si compone di trasformatori e linee elettriche ad alta e altissima tensione e di stazioni di trasformazione, che trasformano l'energia elettrica ad alta tensione in elettricità a media. La distribuzione è composta da una complessa infrastruttura

¹³ [LCA Databases Helpdesk \(https://spaces.oneplanetnetwork.org/lcahelpdesk\)](https://spaces.oneplanetnetwork.org/lcahelpdesk)

¹⁴ progetto "Resource Efficiency through Application of Life cycle thinking (REAL)", promosso dalle Nazioni Unite attraverso la Life Cycle Initiative e finanziato dalla Commissione Europea.

di rete che permette di trasportare l'energia elettrica fino all'utente finale, attraverso le cabine primarie/secondarie e i trasformatori

All'interno dei dataset di inventario si distingue tra elettricità alla produzione ed elettricità al consumo. Itten et al. (2014) hanno pubblicato una review degli approcci presenti in letteratura, individuando 4 tipologie di approccio: 1 la produzione coincide con il consumo, import ed export sono esclusi; 2 il consumo è la somma della produzione più la quota di import; 3 il consumo è la somma della produzione più l'import e meno l'export; 4 Il consumo è dato dalla produzione e dal netto delle importazioni ed esportazioni, considerando nel caso di importazioni nette di elettricità il mix di elettricità dei paesi esportatori e nel caso di esportazioni nette il mix di elettricità dei paesi importatori. Le importazioni e le esportazioni sono misurate con campioni orari di 8 ore annue, è un modello difficile da applicare e necessita dati dettagliati sul commercio di elettricità.

Fra i dataset commerciali, GaBi propone un "mix di produzione" interna al netto dell'autoconsumo e un "mix di consumo" in cui sono inclusi gli import e sottratte le perdite di distribuzione e trasmissione (Baitz et al, 2019); Ecoinvent v3 fornisce produzione e consumo, suddivisi in alta (AT), media (MT) e bassa tensione (BT). In questo database geotermico, idroelettrico ed eolico sono prodotti in AT, fotovoltaico in BT, combustione di rifiuti, piccole turbine eoliche o grandi impianti fotovoltaici all'aperto in MT. L'elettricità al consumo (supply market), in AT include la produzione ad alta tensione e l'import, in MT e BT include le rispettive produzioni e le perdite di trasformazione. Nel modello la quantità di energia prodotta ed esportata viene trascurata (Treyer et al, 2016).

2.1 Modellazione del mix elettrico italiano per la banca dati italiana

La modellazione per la creazione dei Dataset si basa su un approccio di tipo 3 secondo Itten et al. (2014), in quanto rispecchia in maniera fedele la struttura della rete elettrica italiana (Figura 1).

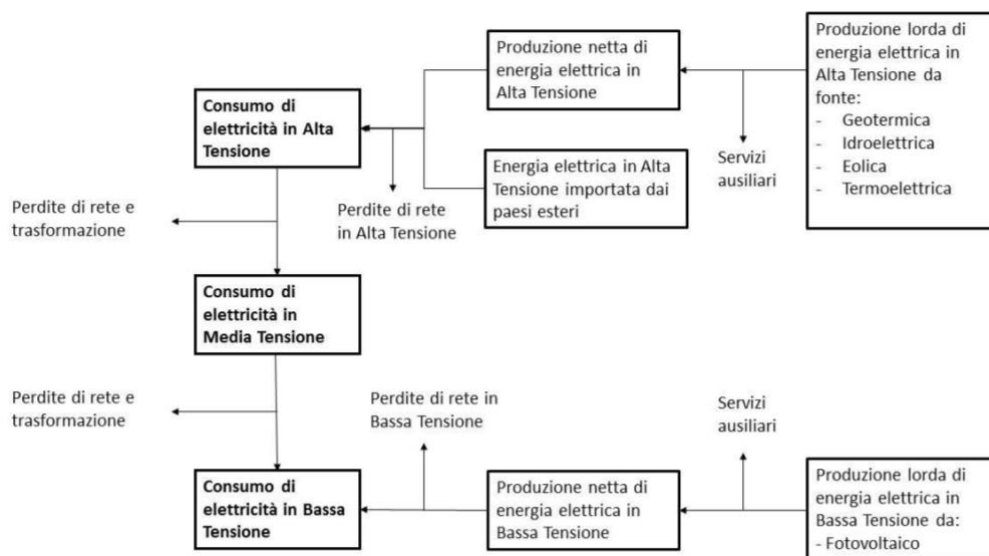


Figura 1: modello realizzato

Secondo il modello, sono stati creati 5 dataset: 2 di Produzione (AT e BT), e 3 di Consumo in Alta, Media e Bassa Tensione.

3. LCA sul mix elettrico nazionale in Bassa Tensione

3.1 Obiettivo e campo di applicazione dello studio

L'obiettivo dello studio di LCA è analizzare il sistema elettrico nazionale sia dal lato della produzione di elettricità che dal lato del consumo da parte dell'utente finale, al fine di creare dei dataset da inserire all'interno della banca dati italiana LCA, per il progetto Arcadia. Tale studio è stato effettuato secondo le norme ISO 14040-14044 del 2006. La funzione del sistema è fornire elettricità al consumatore finale (BT), secondo il mix elettrico nazionale, mentre l'unità funzionale scelta è 1 MJ di elettricità BT messa in rete per il consumo finale.

3.2 Confini del sistema

Il sistema è stato analizzato dalla culla al cancello: i confini coincidono quindi con la rappresentazione riportata in Figura 2.1-1. Sono state introdotte alcune assunzioni:

- per la produzione elettrica dai diversi vettori si è deciso di considerare solo la tecnologia prevalente: sono stati presi in esame impianti di 3MW per l'eolico, (GSE, 2018) e impianti a ciclo combinato per la produzione da gas naturali (TERNA, 2018);
- I gas derivati sono stati assimilati al gas naturale sia per produzione sia per combustione; la scelta è giustificata dal fatto che tali gas incidono per lo 0,01% sulla produzione nazionale di energia elettrica;
- per i bioliquidi il dataset è stato creato sulla base di dati di letteratura (GSE, 2018) considerando le quote dei vari olii. All'interno del dataset la produzione di olio di girasole, oli e grassi animali, oli vegetali generici e derivati da oli vegetali è stata assimilata a quella dell'olio di colza. L'UCO (olio da cucina usato) è stato considerato nel calcolo del trasporto ma non in quello relativo alla produzione, poiché è considerato come recupero di un residuo. Le emissioni di combustione degli oli non sono incluse nel modello attualmente sviluppato.

Per la valutazione degli impatti la metodologia utilizzata è CML 2016, non baseline.

3.3 Life Cycle Inventory analysis (LCI)

Per lo studio sono stati usati dati riportati su report statistici nazionali e dati di background dai database Ecoinvent 3.1 e Thinkstep. Per la creazione dei dataset

sul mix elettrico nazionale sono stati raccolti i dati statistici annuali relativi all'anno 2017 (Terna, 2018) riassunti in Tabella 1.

Tabella 1: bilancio elettrico nazionale in TWh (Terna, 2018)

	Pro duzi one lord a	Pro duzi one nett a	T e n si o n e	Dataset di riferimento
	TWh	TWh		
Idrica	38,0	37,6	AT	
a bacino-storage	10,1	10		IT: electricity production, hydro, reservoir, alpine region ecoinvent
ad acqua fluente	17,7	17,5		IT: electricity production, hydro, run-of-river ecoinvent
a serbatoio	10,2	10,1		IT: electricity production, hydro, pumped storage ecoinvent
Geotermica	6,2	5,8	AT	IT: electricity production, geothermal ecoinvent
Eolica	17,7	17,6	AT	IT: electricity production, wind, < 3MW turbine, onshore ecoinvent
Fotovoltaica	24,4	24,0	BT	IT: electricity production, photovoltaic, 3kWp slanted-roof installation, multi-Si, panel, mounted ecoinvent
Termica	209,5	200,3	AT	
<i>Bioenergie</i>				

	Pro duzi one lord a	Pro duzi one nett a	T e n s i o n e	Dataset di riferimento
Biomassa	6,6	6,3		IT: electricity from biomass (solid) ts
Bioliquidi	8,3	7,9		Dataset creato da dati di letteratura (GSE, 2018)
Biogas	4,5	4,3		IT: heat and power co-generation, biogas, gas engine ecoinvent
Rifiuti (CDR)	2,5	2,4		IT: electricity, from municipal waste incineration to generic market for electricity, medium voltage ecoinvent
<i>Non rinnovabili</i>				
Solidi	33,3	31,8		IT: electricity production, hard coal ecoinvent
Gas Naturali	140,3	134		RoW: electricity production, natural gas, combined cycle power plant ecoinvent
Gas Derivati	2,5	2,4		RoW: electricity production, natural gas, combined cycle power plant ecoinvent
Prodotti petroliferi	11,5	11		IT: electricity production, oil ecoinvent
Totale	295,8	285,3		

Tabella 2 riporta i dati di import per l'anno 2017 (Terna, 2018) utilizzati nello studio e i relativi dataset utilizzati.

Tabella 2: dati di import del processo (Terna, 2018)

Dati di import	Valore in TWh	Dataset di riferimento
Import from AT	1,30	IT: electricity, high voltage, import from AT ecoinvent
Import from CH	21,64	IT: electricity, high voltage, import from CH ecoinvent
Import from FR	13,70	IT: electricity, high voltage, import from Fr ecoinvent
Import from SI	5,90	IT: electricity, high voltage, import from SI ecoinvent
Import from GR	0,33	IT: electricity, high voltage, import from GR ecoinvent

I fattori di perdita considerati sono stati presi dalla deliberazione 559/2012/R/eeI dell'Autorità per l'energia elettrica il gas e il sistema idrico, e si riferiscono alla somma delle perdite di trasmissione e di trasformazione, che sono pari all' 1,8% per la Linea AT, al 2,2% per la linea MT e al 6,4% per linea BT.

3.4 Valutazione degli Impatti

La Tabella 3 riporta i risultati di valutazione degli impatti del processo di Consumo in Bassa Tensione.

Tabella 3: Valutazione degli impatti del Processo di Consumo di 1 MJ in Bassa Tensione. (Metodo Non-baseline CML- Jan. 2016)

CATEGORIE DI IMPATTO	
<i>Abiotic Depletion (ADP elements) [kg Sb eq.]</i>	9,59E-08
<i>Abiotic Depletion (ADP fossil) [MJ]</i>	1,9
<i>Acidification Potential (AP) [kg SO2 eq.]</i>	0,000714
<i>Eutrophication Potential (EP) [kg Phosphate eq.]</i>	0,000123
<i>Freshwater Aquatic Ecotoxicity Pot. (FAETP inf.) [kg DCB eq.]</i>	0,024
<i>Global Warming Potential (GWP 100 years), excl biogenic carbon [kg CO2 eq.]</i>	0,134

CATEGORIE DI IMPATTO	
<i>Human Toxicity Potential (HTP inf.) [kg DCB eq.]</i>	0,0391
<i>Marine Aquatic Ecotoxicity Pot. (MAETP inf.) [kg DCB eq.]</i>	96,5
<i>Ozone Layer Depletion Potential (ODP, steady state) [kg R11 eq.]</i>	1,69E-08
<i>Photochem. Ozone Creation Potential (POCP) [kg Ethene eq.]</i>	4,76E-05
<i>Terrestrial Ecotoxicity Potential (TETP inf.) [kg DCB eq.]</i>	0,00057

Un'analisi più approfondita di alcune categorie di impatto evidenzia che i principali responsabili del "Global Warming Potential" sono le centrali a gas naturale, che incidono per il 48%, e quelle a carbone (26% del totale), che insieme coprono il 59% della produzione di energia elettrica. Le osservazioni sono analoghe per l'"Acidification Potential", al quale le suddette tipologie di centrale contribuiscono rispettivamente per un 37% e 29% a causa delle emissioni in atmosfera di ossidi di azoto e zolfo. Per quanto riguarda l'"Abiotic Depletion", invece, il fotovoltaico risulta avere il peso maggiore tra tutte le fonti di produzione nazionale, contribuendo per il 49% del totale, seguito dalla produzione da geotermico con il 14%. Questi risultati sono legati al consumo dei materiali per la costruzione degli impianti.

4. Creazione dataset

Sulla base dello studio sono stati sviluppati 5 dataset nazionali: produzione AT, produzione BT, consumo AT, consumo MT, consumo BT. I dataset sono in formato ILCD EFv2.0, formato promosso dalla Commissione Europea per facilitare lo scambio di informazioni e creare una base comune di dati coerenti, solidi e di qualità. Per ogni dataset, in accordo col suddetto formato, sono state riportate informazioni sul processo, in particolare nome, descrizione tecnica, rappresentatività temporale e geografica, descrizione del modello, validazione, fonti dei dati, copyright e risultati delle categorie di impatto. Tali informazioni sono determinanti affinché il dataset sia trasparente e l'utente finale sia supportato nella scelta e nel giusto utilizzo.

5. Conclusioni

Lo sviluppo dei 5 dataset relativi alla composizione del mix elettrico italiano ha consentito un primo test di fattibilità per la banca dati Italiana LCA. I risultati degli impatti sono in linea con quelli relativi ad analoghi dataset (Thinkstep e Ecoinvent), ma rispecchiano in maniera più fedele la realtà italiana. A questa prima fase dello studio, in accordo con gli obiettivi del progetto ARCADIA,

seguiranno analisi più dettagliate relative alle filiere nazionali di produzione di energia da biomassa e fotovoltaico. Il fotovoltaico è, infatti, la fonte rinnovabile che ha avuto la maggiore crescita negli ultimi anni, essendo passato da una produzione di 11032 GWh nel 2010 a 42120 GWh nel 2017 (Terna, 2018), mentre la biomassa risulta il principale flusso di risorsa rinnovabile destinata a produzioni energetiche, ricoprendo il 30% del totale (ISTAT, 2018). Inoltre, in futuro, verrà fatto un approfondimento anche del dataset sui bioliquidi, cercando altri dati sulla produzione primaria degli oli assimilati alla colza e sulle emissioni di combustione degli stessi.

6. Bibliografia

Autorità per l'energia elettrica il gas e il sistema idrico, 2015. Revisione dei fattori percentuali convenzionali di perdita e del meccanismo di perequazione delle perdite sulle reti di distribuzione - orientamenti finali - Documento per la consultazione, 202/2015/R/EEL.

Baitz M., Makishi Colodel C., Kupfer T., Florin J., Schuller O., Hassel F., Kokborg M., Köhler A., Thylmann D., Stoffregen A., SchÖll S., Görke J., Rudolf M., (2013). *Gabi database & modelling principles*.

Baitz, M., Colodel, C. M., Kupfer, T., Pflieger, J., Schuller, O., Hassel, F., ... & Stoffregen, A. (2019). GaBi database & modelling principles 2019. *Leinfelden-Echterdingen, Germany*.

Gestori dei servizi Energetici GSE (2018). Rapporti Statistici – Energia da fonti rinnovabili in Italia

ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, (2018). Fattori di emissione atmosferica di gas a effetto serra ed altri gas nel settore elettrico.

ISTAT, (2018) Conti dei flussi fisici di energia (Pefa – Physical Energy Flow Accounts), <https://www.istat.it/it/archivio/212524>

ISO (International Organization for Standardization) (UNI EN) 14040, 2006a, Environmental Management – Life Cycle Assessment (LCA) – Principles and Framework. Geneve, Switzerland. 2006

ISO (International Organization for Standardization) (UNI EN) 14044, 2006b, Environmental Management – Life Cycle Assessment (LCA) – Requirements and Guideines. Geneve, Switzerland.

ISO/TS 14048 (2002) Environmental management - Life Cycle Assessment – Data documentation format.

Itten R., Frischknecht R., Stucki M. 2014. Life Cycle Inventories of Electricity Mixes and Grid. Treeze Ltd., fair life cycle thinking Kanzleistr. 4, CH-8610 Uster

Wolf, Marc-Andree. (2014). White paper "National LCA databases – Status and ways towards interoperability". Disponibile online su: <http://maki-consulting.com/2014/05/18/free-white-paper-by-maki-consulting-national-lca-databases-status-and-ways-towards-interoperability/>

Terna S.P.A. e Gruppo Terna (2019). Contesto ed evoluzione del Sistema Elettrico.

Terna S.P.A. e Gruppo Terna (2018). Dati Statistici sull'Energia Elettrica in Italia.

Treyer, K., Bauer, C. (2016). Life cycle inventories of electricity generation and power supply in version 3 of the ecoinvent database—part I: electricity generation. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1236-1254.

Treyer K., Bauer C. (2016). Life cycle inventories of electricity generation and power supply in version 3 of the ecoinvent database—part II: electricity markets. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(9), 1255-1268.

Performing a fast and effective Global Sensitivity Analysis using Python: a simplified example applied to the LCA of Italian electricity generation scenarios

Nicola Ferrara¹, Lorenzo Tosti^{2,3}, Federico Rossi^{1,2}, Simone Maranghi^{1,2,3},
Riccardo Basosi^{1,2,3,4}, Adalgisa Sinicropi^{1,2,3,4}, Maria Laura Parisi^{1,2,3,4}

¹LifeCARES srl - Life Cycle Assessment Renewable Energy and Sustainability,
University of Siena

²R²ES Lab, Research on Renewable Energy and Sustainability, Department of
Biotechnology, Chemistry and Pharmacy, University of Siena

³CSGI, Center for colloid and surface science, Sesto Fiorentino 50019, Italy

⁴Institute of Chemistry of Organometallic Compounds (CNR-ICCOM),
Sesto Fiorentino 50019, Italy

Email: tosti@csgi.unifi.it

Abstract

In recent years, novel analytical procedures for conducting reliable LCA at a more limited computational cost have been proposed. In this paper the potential and usefulness of Global Sensitivity Analysis and “simplified models” is discussed and presented through the application to the Italian electricity mix for the assessment of the environmental profile variability related with the scenario foreseen by the Italian integrated energy and climate plan.

1. Introduction

The European Commission (EC) has started the transition of European Union (EU) into a highly energy efficient and low-carbon economic system (European Commission, 2018). The energy policy of the EC at the 2030 horizon aims at strengthening the 20-20-20 objectives and is a precondition for 2050 goals of the long-term strategy to reduce greenhouse gas emissions.

Life cycle assessment has been identified as one the most suitable methodology to evaluate potential impacts from all stages of energy production systems during their entire lifetime (Gargiulo a., et al., 2020; Hertwich Edgar G., et al., 2015; Tosti L., et al., 2020). However, performing a LCA of energy systems might have some drawbacks such as taking considerable time for its development, lack of data or scarce info, complex systems modelling, dealing with data uncertainty, etc. (Lacirignola M., et al., 2017; Weidema B.P., et al., 2013).

Given the difficulties that conducting an LCA might represent especially for non-LCA experts, the development of novel procedures to satisfy the need for a reliable LCA while keeping the effort limited is increasingly required.

A solution of growing interest is constituted by the development of “simplified model” which are equations able to give as results the impact for a determined

impact category and are developed starting from a conventional LCA model defined “reference model”. The simplification is made up by limiting the amount of input data needed and eliminating the need to build an LCA model. Practically, the user just needs to substitute variables on given equation. The variables used in the simplified equation can explain most of the variance of the reference model over a defined range. This step is undertaken by performing a Global Sensitivity Analysis (GSA) and calculating the Sobol' indices (Saltelli, 2008; Sobol, I. M., 2001) from the Monte Carlo simulations. Simplified models have been already explored for wind turbines (Padey et al., 2013; Sacchi et al., 2019) and EGS plants generating electricity (Lacirignola et al., 2015).

This work aims at showing the potential and usefulness of GSA and simplified models generation applied to the Italian electricity mix to assess and evaluate its environmental profile variability in relation with the modifications planned within the EU energy transition.

2. Materials and methods

2.1. Methodological approach

The analysis is performed using a common PC running Python in Conda environment and the software are downloaded from the official repositories and installed following the documentation provided with them. The Python libraries dedicated to LCA analysis and used in the present study are Brightway (Mutel C., 2017) and lca-algebraic (lca-algebraic, 2020).

Brightway is an open-source framework designed to introduce different and alternatives capabilities for LCA analysis compared to those of commercial software such as OpenLCA, SimaPro and others. During the years, due to its open-source nature, the Brightway framework has been developed, expanded, and improved by many contributors. Moreover, Brightway framework can deal with multiple databases.

The lca-algebraic library has developed by the Centre OIE – MinesParistech for the INCER-ACV project led by the Agence de la Transition Ecologique. It is designed as a layer which works on top of Brightway2 providing additional support for parametrized inventories and obtaining ultra-fast computation of LCA results and enhanced support for Monte-Carlo based GSA. The library is used to add the functionality required to perform the computation of the Sobol index and to generate the simplified model.

The general method to generate a simplified model follows 5 steps as described in more detail in Padey et al. 2013 (Padey P., 2013).

The approach followed in the present work is an adaptation of the general procedure described in Figure 1. In particular, the steps concerning the description of the scope of the study and the modelling of the reference model and parameters were performed according to the general approach. Due to simplification purposes, the validation steps against real cases were not performed and will be object of further work.

The equations were obtained including all the parameters, and the GSA of these functions was performed. The results obtained from this process allowed the identification of the most influencing parameters determining the variance and the functions based on a limited number of variables were then generated. The procedure is illustrated in Figure 1.

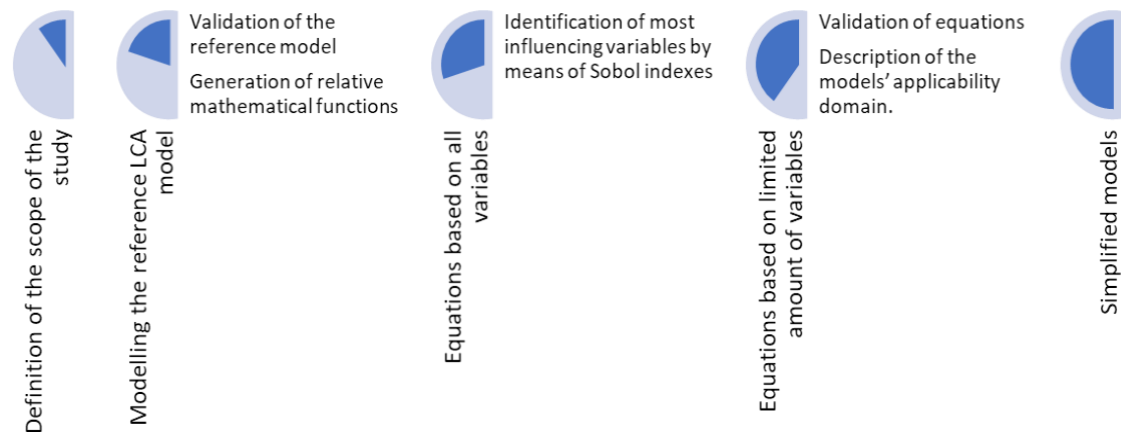


Figure 1: general procedure to generate simplified models exploiting GSA Sobol indexes

2.2. Case study

The case study proposed is the generation and distribution of 1kWh of electricity according to two different scenarios depending on the composition of energy sources (see Table 1): the present and future scenarios. The case study is modelled using the Ecoinvent 3.6 database cut-off and the impact evaluated by means of the ILCD 2.0 2018 method. Data regarding the composition of energy sources for the “Present” scenario are retrieved from the IEA database (IEA, 2019) while data for the future Italian electricity mix composition (2030 scenario) comes from the Italian integrated energy and climate plan (INECP, 2019).

A simplified structure of the Italian mix is modelled as reported in Table 1. Some assumptions were made to further simplify the described system and the results description, as listed in the following:

- the processes used to describe the energy sources are assumed to be constituted by only 1 technology; the choice is made based on the prevalent technology as reported by Itten R., 2014 for the actual share (“Present”).
- electricity import from abroad is assumed to be constant in amount and composition applying a 2% cut-off. Distribution losses occurring till end users are assumed to be 12% constant.

Table 1: share of the electricity energy sources used to model the system. The “Present” and “2030” scenario data are used to define parameters ranges

Energy Source	Present	2030
bio (biomasses)	5%	4%
coal	10%	0%
gas	31%	29%
wind	5%	10%
hydro	12%	13%
geo	2%	2%
oil	3%	1%
PV	9%	18%
Distribution Losses	12%	12%
Import from Switzerland (CH)	6%	6%
Import from France (FR)	4%	4%
Import from Slovenia (SL)	2%	2%

The final model, therefore, is composed of all the background activities retrieved by the Ecoinvent database and a set of parameters which describes the model itself. Table 2 defines the fixed parameters and variables. In addition to ranges, it is also possible to define a distribution type (normal, triangular, beta, etc.) which affects the final results. In this case study, a linear distribution is used for sake of simplicity, but to obtain much more reliable results, a proper distribution should be selected instead.

Table 2: parameters definition used for model computation; here the default is the “Present” scenario

Parameter	default	min	max	distribu tion
PV share	0.092	0.092	0.183	linear
gas share	0.311	0.295	0.311	linear
coal share	0.099	0	0.099	linear
hydro share	0.125	0.125	0.126	linear
geo share	0.017	0.017	0.018	linear
wind share	0.051	0.051	0.103	linear
bio share	0.046	0.046	0.036	linear
oil share	0.031	0.01	0.031	linear
CH share	0.058			fixed
FR share	0.039			fixed
SI share	0.018			fixed
Distrib Network Lenght	1.10E-07			fixed
Network Losses	0.115			fixed

3. Results

Table 3 shows the results obtained from the GSA based on 25000 iterations expressed as mean value with its standard deviation (std) for each impact category.

Table3: results obtained by the Monte Carlo based GSA related to parameters variability ranges and LCA static results of the Present and 2030 scenario.

Impact Category	mean	std %	Present	2030
CC - climate change total	3.2E-01	9%	3.23E-01	1.94E-01
AC - freshwater and terrestrial acidification	1.7E-03	14%	1.91E-03	8.89E-04
FWtox - freshwater ecotoxicity	1.3E-01	5%	1.20E-01	1.00E-01
FWeu - freshwater eutrophication	9.3E-06	24%	1.07E-05	4.39E-06
MAeu - marine eutrophication	2.1E-04	16%	2.31E-04	1.02E-04
TEeu - terrestrial eutrophication	3.4E-03	11%	3.54E-03	1.88E-03
HHc - human health, carcinogenic effects	4.8E-09	2%	4.09E-09	4.15E-09
HHion - human health, ionising radiation	1.6E-02	4%	1.36E-02	1.24E-02
HHnc - human health, non-carcinogenic effects	2.8E-08	12%	2.80E-08	1.97E-08
O₃dpl - ozone layer depletion	4.9E-08	4%	4.18E-08	3.61E-08
O₃crt - photochemical ozone creation	6.9E-04	15%	7.45E-04	3.61E-04
PM - respiratory effects, inorganics	7.5E-09	8%	7.34E-09	4.67E-09
Wdpl - resources, dissipated water	2.8E-01	3%	2.20E-01	2.22E-01

Impact Category	mean	std %	Present	2030
FOSSdpl – resources, fossils	5.5E+00	8%	5.26E+00	3.44E+00
LandUse - resources, land use	2.2E+00	11%	1.50E+00	2.07E+00
MMdpl – resources, minerals and metals	4.1E-06	8%	2.90E-06	4.02E-06

In general, the average impact of the 2030 scenario decreases compared to the present average base scenario in each category except for land use category. The highest StD of results is observed for the FWeu impact category, followed by MAeu, O₃crt, and AC.

The GSA obtained from the Ica-algebraic library allows to calculate the Sobol index of each parameter. The Sobol index is described as a Variance-based sensitivity analysis; its calculation is performed by decomposing the variance of the output model into fractions which are then attributed to a specific input parameter (first-order index) or to a combination of multiple parameters (second, third and following order index). This type of GSA is attractive because it measures the sensitivity of input parameters across the whole input space since it is a global method, it can deal with nonlinear equations and can measure the effect of interactions in non-additive systems

Figure 2 shows the Sobol index for each impact category and parameter. In most cases, the variation of coal share in the Italian mix explains most of the variance. Few important exceptions are observed: i) the parameter “oil share” has a significant role in explaining the variance, together with coal, in the FWTox and PM category; ii) the impacts on HHc, HHion, O₃dpl, O₃dpl, Wdpl can be divided among PV, coal and wind shares; iii) LandUse and MMdpl variance is explained by PV share. It is important to highlight that the Sobol index does not give information on which parameter has the largest impact on the model results. This index defines the amount of result’s variance “explained” by each parameter. For example, the variance of the CC category result is explained for 89% by the parameter “coal share”. If we look at the ranges assigned to “Coal Share” parameter, namely between 0 and 0.099 as showed in Table 2, this ratio determines most of the CC result variability.

	CC	AC	FWtox	FWeu	MaEu	TeEu	Hhc	HHion	HHhc	O ₃ dpl	O ₃ ct	PM	Wdpl	FOSSdpl	LandUse	MMdpl
PV share	0.06	0.02	0.05	0.00	0.01	0.03	0.38	0.38	0.01	0.32	0.01	0.01	0.29	0.09	0.97	0.97
gas share	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.02	0.00	0.02	0.00	0.00	0.02	0.00	0.00	0.00
coal share	0.89	0.89	0.44	1.00	0.93	0.87	0.53	0.28	0.99	0.30	0.93	0.11	0.42	0.86	0.01	0.03
hydro share	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
geo share	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
wind share	0.03	0.01	0.00	0.00	0.01	0.02	0.09	0.17	0.00	0.14	0.01	0.02	0.24	0.04	0.01	0.00
bio share	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.04	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.04	0.01	0.00	0.00	0.00
oil share	0.02	0.08	0.52	0.00	0.05	0.04	0.00	0.15	0.00	0.21	0.05	0.82	0.04	0.01	0.00	0.00

Figure 2: graph reporting the Sobol index values of the parameters for each impact category

A similar situation is observed for the LandUse category but in this case the parameter able to explain most of the result variance is the PV share having a Sobol index of 0.97.

The information contained in Figure 2 is extremely useful when dealing with complex systems, as it gives an immediate picture of the most important parameters that influence and determine the results' variability.

Sobol index does not give any indication about the magnitude of the variation itself. To quantify the variation of results it is necessary to apply the so called "one at the time" sensitivity analysis (OAT-SA). Figure 3 reports the variation of the LCA results obtained for the CC and LandUse impact categories that correspond to the variation of "coal share" and "PV share" parameters.

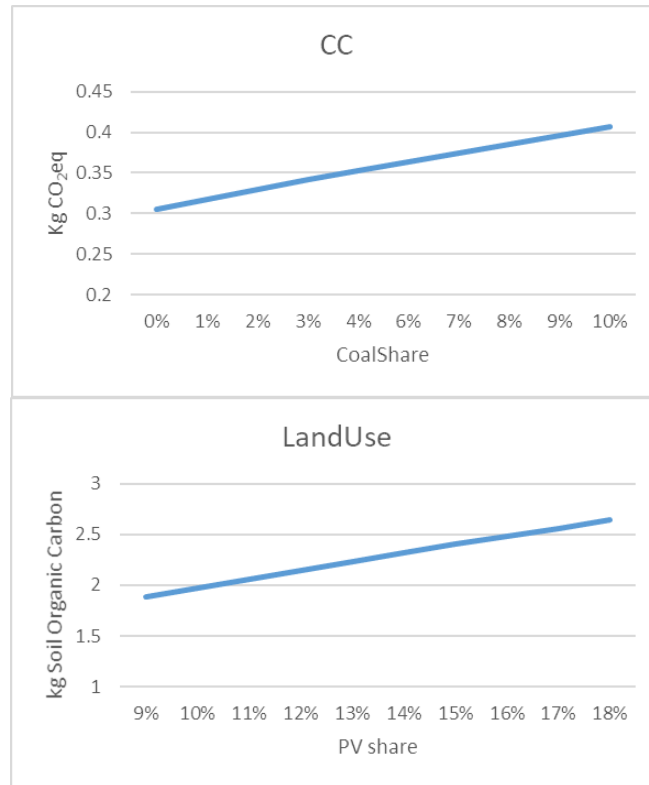


Figure 3: OAT-SA for CoalShare parameter for CC impact category (left). OAT-SA for PV share parameter for LandUse impact category (right)

Following the approach illustrated in Figure 1, and the steps described in Section 2.1 it is possible to build a set of equations whose output is the LCA result for each impact category. Each equation is composed by a constant part, which corresponds to the static part of the model, and variables which are determined by the parameters declared to be varying between the defined ranges. By using the Sobol indexes it is also possible to limit the number of variables used to build the equations to only those which determine the largest part of result's variance, namely the parameters with higher Sobol index. Therefore, a set of simplified equations can be derived for each impact categories.

Figure 4 reports two examples from the considered case study for the CC impact category. The equation a) is obtained with a 0.8 cut-off, thus only Coal Share is used in the simplified model, while equation b) present Coal Share and PV share as well, since a 0.9 cut-off is applied.

The R^2 obtained for the equations a) and b) shows an overall good fitting of 0.89 for a) and 0.95 for b). This indicates that the results for the CC category can be calculated by the simplified equations by substituting only 1 parameter and still obtaining a results which fit with the reference results (blue curve c) and d) in Figure 4) with a significant high confidence. It is important to highlight that such simplified equation must be applied only to those cases where the range of

applicability is the same. The so called “range of applicability” is defined by the ranges of the defined variables as described in Table 2 and by the model characteristics.

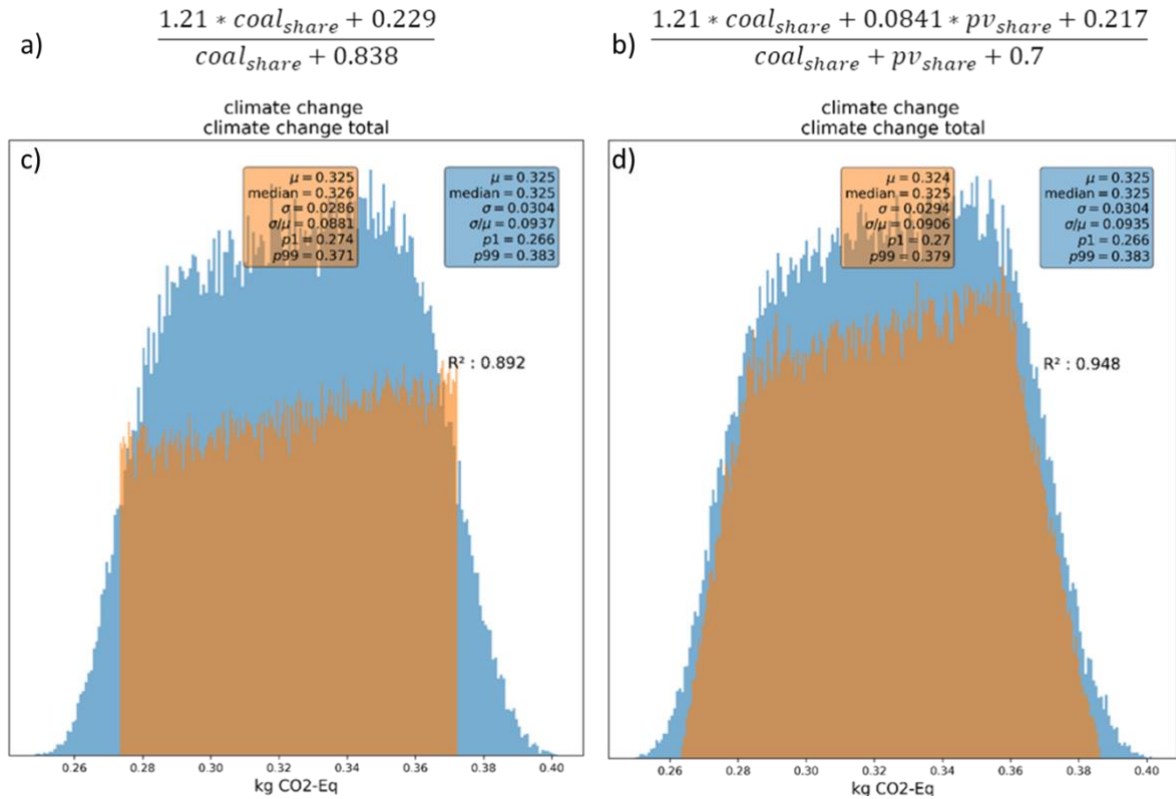


Figure 4: simplified equations a) and b) obtained selecting different minimum explained variance cut-off (0.8 a) and 0.9 b) and statistical distribution c) and d) of the simplified model a) and b) (orange) against the detailed one (blue) obtained with 100000 iterations

4. Conclusions

In this paper we have applied the combination of Brightway2 framework and lca – algebraic library to evaluate the environmental profile variability connected to the planned energy transition, as foreseen by the INECP. The power of the tool was demonstrated by identifying the most influencing parameters with the highest capability of describing the variance. Furthermore, we have shown how the impacts can be determined with relatively high confidence by a set of simplified equations.

Besides the numerical results of the case study used in this work as an example; the application of the tool Brightway has shown that:

- The efforts needed for Python coding is extensively paid back thanks to result’s meaningfulness

- Complex systems that use several parameters can be simplified while maintaining a satisfying level of precision of the results.
- The development of good simplified models can reduce data gathering to only those parameters describing most of the variance.

Once that a model has been created the derived equation can be applied, to a certain extent, to all those similar systems that fall within the applicability domain of the modelled system. This option is particularly interesting for the energy sector since often, the production of energy from a given renewable source (i.e. wind, solar or biomass) is based on similar technology but different conditions (i.e. wind speed, solar radiation, biomass chemical composition).

5. References

European Commission, 2018. Communication from the commission. A Clean Planet for all A European strategic long-term vision for a prosperous, modern, competitive and climate neutral economy.

Gargiulo, A.; Carvalho, M.L.; Girardi, P. Life Cycle Assessment of Italian Electricity Scenarios to 2030. *Energies* 2020, 13, 3852.

Hertwich, Edgar G., Thomas Gibon, Evert A. Bouman, Anders Arvesen, Sangwon Suh, Garvin A. Heath, Joseph D. Bergesen, Andrea Ramirez, Mabel I. Vega, and Lei Shi., 2015. Integrated Life-cycle Assessment of Electricity-supply Scenarios Confirms Global Environmental Benefit of Low-carbon Technologies. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112, no. 20 (2015): 6277-282. <https://www.jstor.org/stable/26462807>.

International Energy Agency. World Energy Outlook; International Energy Agency: Paris, France, 2019

Italian Government, 2019, Integrated National Energy and Climate Plan (INECP), https://www.mise.gov.it/images/stories/documenti/it_final_necp_main_en.pdf

Itten, R.; Frischknecht, R.; Stucki, M.; Scherrer, P., 2014 Life Cycle Inventories of Electricity Mixes and Grid; Paul Scherrer Institute: Villigen, Switzerland,

Lacirignola, M., Meany, B.H., Blanc, I., 2015. Elaboration and Discussion of Simplified Parameterized Models for Carbon Footprint of Enhanced Geothermal Systems. Presented at the World Geothermal Congress 2015

Lacirignola, M.; Blanc, P.; Girard, R.; Pérez-López, P.; Blanc, I. 2017. LCA of emerging technologies: Addressing high uncertainty on inputs' variability when performing global sensitivity analysis. *Sci. Total Environ.*

Ica-algebraic, [OIE - MinesParistech](https://github.com/oie-mines-paristech/lca_algebraic), Raphael Jolivet, accessed August 2020, https://github.com/oie-mines-paristech/lca_algebraic

Mutel, C. 2017. Brightway: An open source framework for Life Cycle Assessment. *Journal of Open Source Software*, 12:2. <https://doi.org/10.21105%2Fjoss.00236>

Padey, P., Girard, R., le Boulch, D., Blanc, I., 2013. From LCAs to Simplified Models: A Generic Methodology Applied to Wind Power Electricity. *Environ. Sci. Technol.* 47, 1231–1238. <https://doi.org/10.1021/es303435e>

Romain Sacchi, Romain Besseau, Paula Pérez-López, Isabelle Blanc, 2019. Exploring technologically, temporally and geographically sensitive life cycle inventories for wind turbines: A parameterized model for Denmark, *Renewable Energy*, Volume 132

Saltelli, A. (Ed.), 2008. *Global sensitivity analysis: the primer*. John Wiley, Chichester, England; Hoboken, NJ

Sobol', I. M. *Global Sensitivity Indices for Nonlinear Mathematical Models and Their Monte Carlo Estimates*. *Mathematics and Computers in Simulation* 2001, 55 (1), 271–280. [https://doi.org/10.1016/S0378-4754\(00\)00270-6](https://doi.org/10.1016/S0378-4754(00)00270-6)

Tosti, L.; Ferrara, N.; Basosi, R.; Parisi, M.L., 2020. Complete Data Inventory of a Geothermal Power Plant for Robust Cradle-to-Grave Life Cycle Assessment Results. *Energies* <https://doi.org/10.3390/en13112839>

Weidema, B.P.; Bauer, C.; Hischer, R.; Mutel, C.; Nemecek, T.; Reinhard, J.; Vadenbo, C.O.; Wenet, G. 2013. *Overview and Methodology*. Data Quality Guideline for the Ecoinvent Database Version 3. Ecoinvent Report 1 (v3); The ecoinvent Centre: St. Gallen, Switzerland.

Modeling combined heat and power plants in Life Cycle Assessment: a comparison among different approaches to deal with multifunctionality

Jacopo Famiglietti¹, Monica Lavagna², Mario Motta¹

¹Politecnico di Milano, Department of Energy

²Politecnico di Milano, ABC Department

Email: jacopo.famiglietti@polimi.it

Abstract

In the energy sector, the issue of what fraction of fuel consumed by an energy conversion plant should be allocated among several products, such as electricity and heat is still open. In this work, procedures used to deal with this aspect in attributional Life Cycle Assessment studies were reviewed. In particular, the authors analyzed three approaches of allocation and eight methods as follows, relationships beyond the system boundaries (three methods), physical relationships (two methods), and other relationships (three methods), all of them in compliance with ISO 14044. In order to test the methods proposed to manage multifunctionality, a real combined heat and power plant installed in a dairy placed in Lombardy Region (Northern Italy) was analyzed. According to this analysis, the separate productions reference method, under relationships beyond the system boundaries approach, seems to be the most appropriate.

1. Introduction

In compliance with the ISO standard 14044 (ISO, 2006), in scientific literature, many different procedures can be found to deal with multifunctionalities (i.e. dividing the unit process, expanding the product system, allocation using physical relationships, and allocation using other relationships). The difficulty of identifying the correct approach, due to lack of guidance in some sectors, causes different related methods. In particular in the energy sector, the issue of what fraction of fuel consumed (and the relative potential environmental emissions) by an energy conversion plant should be allocated among several products, such as electricity, hot water, and steam is still open. Different approaches and methods were proposed so far, but none of them is worldwide accepted (Ioara et al., 2013), i.e. the method proposed by EN 15316-4-5 (CEN, 2017).

In this work, procedures used to deal with this aspect in attributional Life Cycle Assessment (LCA) studies were reviewed (consequential LCA is outside the goal and scope of the article). In particular, the authors analyzed eight methods based on the following three approaches: relationships beyond the system boundaries (three methods), physical relationships (two methods), other relationships (three methods). In order to test the methods proposed, a case study was analyzed. A real Combined Heat and Power (CHP) plant installed in a dairy, placed in Lombardy Region (Northern Italy), was studied to provide results using the

different approaches and methods to manage multifunctionality. In detail, a single-fuel CHP facility, a reciprocating internal combustion engine that consumes natural gas to produce electricity, steam, and hot water, was analyzed.

After a brief description of each method, the authors assessed for the case study described above, the fractions of fuel consumed between co-products (electricity and heat) applying the different methods proposed, intending to compare the results for evaluating the best effective choice. Besides, the paper provides a guide to address multifunctionality in combined heat and power plants.

In order to carry out the analysis, both the thermodynamic efficiency and effectiveness were assessed, and a graphical flow chart was provided.

2. Methodology

The work reviewed the multifunctional solutions applied in scientific publications for Combined Heat and Power (CHP) plant. The review was conducted using the following research queries on the web-platform Scopus (Elsevier B.V, 2020): “Allocation methods in cogeneration”, “Allocation methods”, “Allocation approaches”, “Combine heat and power plant”, “CHP”, “Life Cycle Assessment” and consulting the reports “Life cycle inventories of energy systems: results for current systems in Switzerland and other UCTE countries” and “Allocation: Combined heat and power” (Dones et al., 2007; Heck, 2007) both available in Ecoinvent 3.5 database (Wernet et al., 2016).

a. Literature review

Ten papers were selected in total to cover the hierarchy indicated in the ISO 14044 (ISO, 2006) to manage multifunctionality in CHP plants: expanding the product system and allocation (dividing the unit process excluded). Among all eight methods examined in this paper, three used relationships beyond the system boundaries (Incremental Electricity Centered Reference IECR, Incremental Heat Centered Reference IHCR, and Separate Production Reference SPR), two used physical relationships (Exergy and Energy content), and three used other relationships (Electricity, Heat, and Price). Beretta et al. (2012) provides one alternative method under the relationships beyond the system boundaries, the Self-Tuned Average-Local Productions Reference (STALPR), not discussed in this work. The method is similar to SPR, but in this case the primary energy factors should not be fixed by authorities but self-determined according to the energy production scenario of the area of interest.

The scientific papers selected for this work are summarized in Table 1. The percentages for electricity (first value) and heat (second value – steam and or hot water) are given for fuel consumption and emissions in each cell. The methods (Table 1) have the following principles. The *IECR* and *IHCR* assign the entire cogeneration savings benefit to heat or electricity production, respectively, giving a very little share of fuel consumption and/or emissions to heat (for IECR) and electricity (for IHCR). The percentage relating to electricity is higher in both cases because the facility produces more electricity than heat. The two methods adopt

the system substitution a variant of system expansion, satisfying the primary energy balance. It could lead to negative inventory flows (JRC, 2010).

The *SPR* method considers the fuel consumption and/or emissions required to produce the same amount of electricity and heat in separate production facilities, operating with the reference primary energy factors (fixed by authorities). This approach is also used by the International EPD System Program (Capello et al., 2019).

Table 1: summary of articles on multifunctional approaches and methods in cogeneration. Cells containing “eks” represent the lack of results not provided by authors or not clear values

Reference	Approach and method to calculate allocation factors							
	Relationships beyond the system boundaries			Physical relationships		Using relationships		other
	IEC R	IHCR	SP R	Exerg y	Energ y	Electric ity	Heat	Pric e
Beretta et al. (2012)	88% 12%	61% 39%	69% 31%	81% 19%				
Caserini et al. (2019)	X ¹							
Dones et al. (2007)				78% 22%	62% 38%	100% 0%	0% 100%	62% 38%
Heck (2007)				76% 24%	36% 64%	100% 0%	0% 100%	65% 35%
Jungmeier et al. (1998)	X ²	X ²		44% 56%	14% 86%	100% 0%	0% 100%	24%

Reference	Approach and method to calculate allocation factors							
	Relationships beyond the system boundaries			Physical relationships		Using relationships		other
	IECR	IHCR	SPR	Exergy	Energy	Electricity	Heat	Price
								76%
Karlsdottir et al. (2020)			73% 27%					
Karlsson et al. (2018)				70% 30%	67% 33%			20% 80%
Noussan (2018)	X ¹							
Olsson et al. (2015)			60% 40%	80% 20%	45% 55%	100% 0%	0% 100%	
Rosen (2008)	X	X	X	X	X			X

¹System substitution applied in district heating systems.

²In this case the authors provide credit for electricity and heat. A negative value indicates an avoided fuel consumption. For example, the IHCR was calculated from a heavy oil-fired heating plant (thermal efficiency 80%), in which a significant reduction of emissions was obtained by replacing the plant (heavy oil-fired) and giving the produced electricity a negative emission. The authors for both methods did not provide the percentages.

According to the *Exergy* method, each type of energy produced by the facility brings with it an exergetic value equal to the minimum exergy to obtain it and also

implies a quantity of exergy destroyed for irreversibility in its realization (second law of thermodynamics). The sum of these two exergies represents the "cost" - in exergetic terms - allocated to the energy produced in question (downstream of the energy system). In the CHP case, the method allocates entropy production for irreversibility based on the exergetic content of each type of energy produced (electricity, steam, and hot water). Whereas, the *Energy* method is based on the energy balance (first law of thermodynamics), obtained by dividing the energy content of the product by the overall energy used by the CHP plant (Gyftopoulos and Beretta, 2005).

The allocation methods *Electricity* and *Heat* consider as a by-product the heat or the electricity respectively. Thus for the *Electricity* method, heat is assessed as burden-free vice versa for *Heat*, electricity is assessed as burden-free. The allocation method called *Price* describes an economic allocation based on the market price of electricity and heat (in this article, referring to the purchase prices).

Table 2 provides equations related to fuel consumption (not on emissions) for the eight methods selected.

Table 2: methods analyzed in this paper. For acronyms see Table 3

Method	Electricity [A _w]	Steam [A _s]	Hot water [A _{HW}]
IECR	$\frac{f_{W,sep} * W}{(f_{W,sep} * W + f_{Q,CHP} * Q)}$	$\frac{f_{Q,CHP} * Q_S}{(f_{W,sep} * W + f_{Q,CHP} * Q)}$	$\frac{f_{Q,CHP} * Q_{HW}}{(f_{W,sep} * W + f_{Q,CHP} * Q)}$
IHCR	$\frac{f_{W,CHP} * W}{(f_{W,CHP} * W + f_{Q,sep} * Q)}$	$\frac{f_{Q,sep} * Q_S}{(f_{W,CHP} * W + f_{Q,sep} * Q)}$	$\frac{f_{Q,sep} * Q_{HW}}{(f_{W,CHP} * W + f_{Q,sep} * Q)}$
SPR	$\frac{f_{W,sep} * W}{(f_{W,sep} * W + f_{Q,sep} * Q)}$	$\frac{f_{Q,sep} * Q_S}{(f_{W,sep} * W + f_{Q,sep} * Q)}$	$\frac{f_{Q,sep} * Q_{HW}}{(f_{W,sep} * W + f_{Q,sep} * Q)}$
Exergy	$\frac{Ex_W}{(Ex_W + Ex_S + Ex_{HW})}$	$\frac{Ex_S}{(Ex_W + Ex_S + Ex_{HW})}$	$\frac{Ex_{HW}}{(Ex_W + Ex_S + Ex_{HW})}$
Energy	$\frac{W}{(W + Q_S + Q_{HW})}$	$\frac{Q_S}{(W + Q_S + Q_{HW})}$	$\frac{Q_{HW}}{(W + Q_S + Q_{HW})}$
Electricity	100%	0%	0%
Heat	0%	$\left(\frac{Q_S}{Q_S + Q_{HW}}\right)$	$\left(\frac{Q_{HW}}{Q_S + Q_{HW}}\right)$
Price	$\frac{p_W * W}{(p_W * W + p_Q * Q)}$	$\frac{p_Q * Q_S}{(p_W * W + p_Q * Q)}$	$\frac{p_Q * Q_{HW}}{(p_W * W + p_Q * Q)}$

Table 3 shows the descriptions of variables presented in Table 2.

Table 3: variables showed in Table 2

Variable	Description
$A_W, A_S,$ and A_{HW}	Allocation factors for electricity, steam, and hot water.
$f_{W,CHP}$ and $f_{Q,CHP}$	Primary energy factor for the cogenerated electricity and heat.
$f_{W,sep}$ and $f_{Q,sep}$	Primary energy factor for the separately produced electricity and heat.
p_W and p_Q	Unit price for purchased electricity and heat.
$Ex_W, Ex_S,$ and Ex_{HW}	Exergy for electricity, steam, and hot water.
$W, Q, Q_S,$ and Q_{HW}	Net electricity, heat (steam plus hot water), steam, and hot water production in CHP plant.

b. Case study

A real CHP plant installed in a dairy placed in Lombardy Region (Northern Italy) was taken as a case study to test the multifunctional approaches and methods described in section 2.1. The plant is a reciprocating internal combustion engine that consumes natural gas to produce electricity and heat in steam and hot water forms. The electrical and thermal nominal powers are approx. 2.7 MW (efficiency 44.3%) and 2.6 MW (efficiency 42.2%) respectively. The energy obtained by the CHP plant is used to produce cheeses (i.e., Grana Padano PDO and Provolone Valpadana PDO), treated milk, butter, and other dairy products. Figure 1 shows the flow chart of the energy system under analysis.

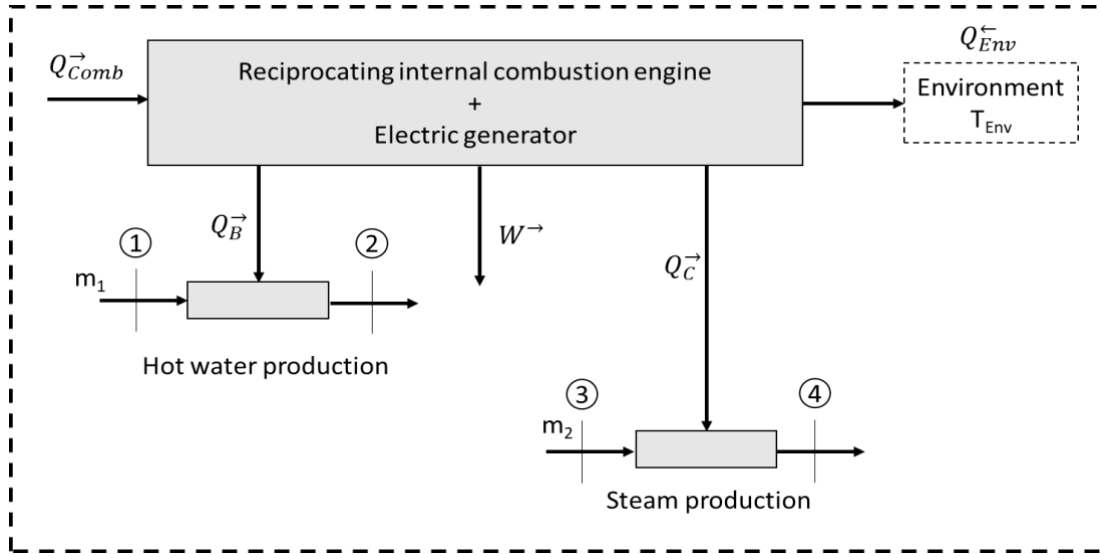


Figure 1: combined heat and power plant analyzed

During the year of analysis, the plant consumed 4 060 606 Nm³ of natural gas, equal to 41 508 MWh (Q_{Comb}^{\rightarrow}), considering a Lower Heating Value (LHV) of 36.8 MJ per Nm³ (Emmenegger et al., 2012). As a result, the CHP produced: 17 684 MWh (W^{\rightarrow}) of electricity, 11 064 MWh of heat :3 722 MWh (Q_B^{\rightarrow}) for hot water, and 7 342 MWh (Q_C^{\rightarrow}) for steam production. For the heat production (hot water and steam), the supply ($T_{supply}^2, T_{supply}^4$) and the return ($T_{return}^1, T_{return}^3$) temperatures are 363.2 K (90°C), 448.6 K (175.4°C), 338.2 K (65°C), and 363.2 K (90°C). Equations 1 and 2 provide the thermodynamic efficiency (69%) and effectiveness (49%) for the CHP plant under analysis.

$$\eta_I = \frac{W^{\rightarrow} + Q_B^{\rightarrow} + Q_C^{\rightarrow}}{Q_{Comb}^{\rightarrow}} \quad (1)$$

$$\eta_{II} = \frac{W^{\rightarrow} + Q_B^{\rightarrow} * \left(1 - \frac{T_{Env}}{T_B}\right) + Q_C^{\rightarrow} * \left(1 - \frac{T_{Env}}{T_C}\right)}{Q_{Comb}^{\rightarrow}} \quad (2)$$

Where T_{Env} is the temperature of the environment fixed equal to 288.15 K (15°C), T_B and T_C are log-mean temperatures equal to 350.0 K (76.8°C) and 401.1 K (128.0°C), provided by equation 3 (Gyftopoulos and Beretta, 2005).

$$T_{B \text{ or } C} = \frac{T_{supply}^{2 \text{ or } 4} - T_{return}^{1 \text{ or } 3}}{\ln\left(\frac{T_{supply}^{2 \text{ or } 4}}{T_{return}^{1 \text{ or } 3}}\right)} \quad (3)$$

3. Results and discussion

Applying the eight selected methods, chosen to allocate the amount of fuel consumed (and the relative potential environmental emissions) by the CHP plant,

described in section 2, the results showed numerically in Table 4 and graphically in Figure 3 were obtained.

For the approach type relationships beyond the system boundaries, the primary energy factors provided by the Decree n. 176/2017 were used (Regione Lombardia, 2017). In detail, the primary energy values utilized for the separately produced electricity and heat are the following, 2.42 for $f_{W,sep}$ and 1.12 for $f_{Q,sep}$, considering a boiler efficiency equal to 94% based on LHV (Wernet et al., 2016) as reference. The primary energy factors for the cogenerated electricity and heat were assessed by equations 4 and 5, using the $f_{CHP,fuel}$ equal to 1.05 (primary energy factor for natural gas, input of the CHP plant).

$$f_{W,CHP} = \frac{f_{CHP,fuel} * Q_{Comb} - f_{Q,sep} * Q}{W} \quad (4)$$

$$f_{Q,CHP} = \frac{f_{CHP,fuel} * Q_{Comb} - f_{W,sep} * W}{Q} \quad (5)$$

Table 4: results obtained by different allocation method

Method	Electricity	Steam	Hot water
IECR	98%	1%	1%
IHCR	72%	19%	9%
SPR	78%	15%	7%
Exergy	87%	10%	3%
Energy	61%	26%	13%
Heat	0%	66%	34%
Electricity	100%	0%	0%
Price	77%	15%	8%

The data for the economic values used in the *Price* method were obtained from two reports provided by the Italian Regulatory Authority for Energy, Networks, and Environment (ARERA) and A2A S.p.A, both net of taxes. (Italian multi-utility that operates in energy, heat, networks, etc.). ARERA (2019) provides the purchase price for medium voltage electricity, non-domestic customers, stated equal to 140.00 € per MWh. A2A (2019), instead, provides the purchase price of heat for non-domestic consumers, stated equal to 65.00 € per MWh (value used for both steam and hot water).

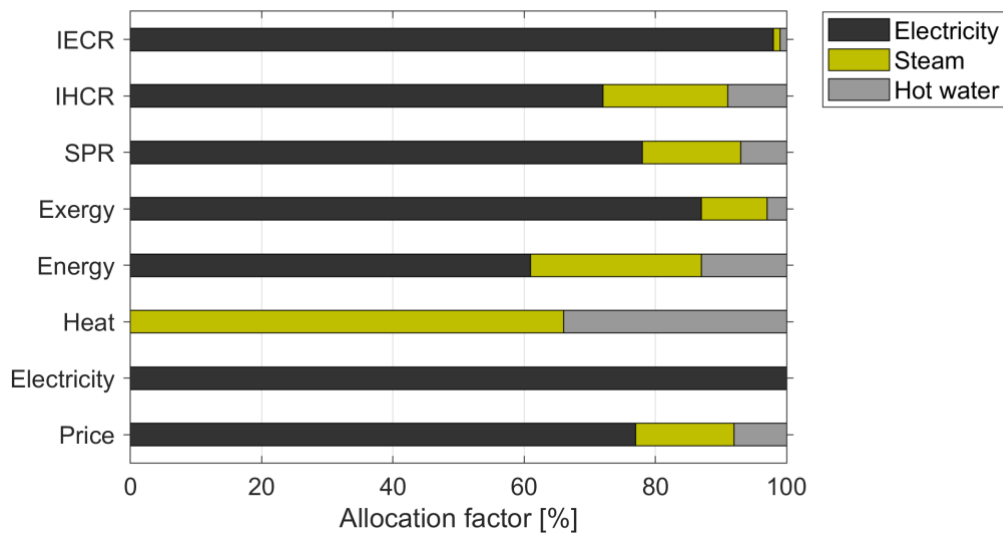


Figure 2: results obtained by different allocation methods

As expected, excluding the *Electricity* and *Heat* method, the fraction of fuel consumed to be allocated to electricity is the main contribution, ranging from 61% to 98%. On the other hand, steam and hot water ranging from 1% to 26% (steam) and from 1% to 13% (hot water).

Energy and *IECR* allocate the lowest and highest amount of fuel to electricity, equal to 61% and 98%, respectively.

Applying the ISO hierarchy approach (within the allocation – partitioning the inputs and outputs between the co-functions), the *SPR* method seems to be the most appropriate between the relationships beyond the system boundaries methods, in compliance with cogeneration regulations (Beretta et al., 2012). The *SPR* method splits the amount of fuel as follows: 78% to electricity, 15% to steam, 7% to hot water, resulting fairer than *IECR* and *IHCR* methods, both unbalanced in favor of heat or electricity. Surprisingly, this method appears to provide similar results to the economic method, *Price*. The results obtained by the *Price* method are the following: electricity (77%), steam (15%), and hot water (8%), approx. only 1% different from the *SPR* method.

Considering the results obtained, *IECR* and *Exergy* methods were in line with what was found by previous authors (Beretta et al., 2012; Dones et al., 2007; Heck, 2007; Olsson et al., 2015). Indeed for *IHCR*, *SPR*, *Energy*, and *Price*, the results achieved are slightly higher compared to Beretta et al. (2012), Dones et al. (2007), Heck (2007), Jungmeier et al. (1998), Karlsdottir et al. (2020), Karlsson et al. (2018), and Olsson et al. (2015).

Regarding the economic allocation, the achievement of different results is related to the geographical boundaries (other countries with different prices). This statement appears to apply not only to the economic allocation but also to the methods under the relationships beyond the system boundaries approach: countries have different primary energy factors, mainly due to different energy mix for electricity generation. Other variations are linked to the type of CHP plants

analyzed: each type of energy system (i.e., turbogas, turbosteam, reciprocating internal combustion engines, etc.) has its efficiency and effectiveness.

4. Conclusions

This work aimed to review the methods applied in scientific articles, in compliance with ISO 14044 (ISO, 2006), to deal with multifunctionality in CHP plants. Subsequently, to apply all the methods to a case study in order to test them. The results obtained were consistent with what was found by previous authors.

Even if the ISO proposes a hierarchy procedure to manage the amount of fuel among the different co-products (electricity and heat), therefore privileging the relationships beyond the system boundaries approach (closer to the expanding the product system), the other approaches can, however, be applied in some cases. Such as, *Price* and *Electricity* allocations can be used for CHP facilities that consume biogas, where the heat produced is used entirely to generate biogas and digestate within the biodigester (closed-loop). The Ecoinvent database (Wernet et al., 2016) provides for attributional dataset concerning CHP plants, allocation methods based on *Exergy* and *Price*.

Awaiting future standardization developments and considering that the *SPR* method is still under discussion (Beretta et al., 2012), it is suggested to evaluate the methods proposed through sensitivity analyses.

5. References

A2A, 2019. Prezzi fornitura teleriscaldamento, Bergamo e Milano.

ARERA, 2019. Relazione annuale all’Agenzia Internazionale per la Cooperazione fra i regolatori nazionali dell’energia e alla Commissione Europea sull’attività svolta e i compiti dell’autorità di regolazione per energia reti e ambiente.

Beretta, G.P., Iora, P., Ghoniem, A.F., 2012. Novel approach for fair allocation of primary energy consumption among cogenerated energy-intensive products based on the actual local area production scenario. *Energy* 44, 1107–1120. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2012.04.047>

Capello, C., Homlquist, L., Le-Boulch, D., Frischknecht, R., Raadal, H., Setterwall, C., Ekhagen, M., 2019. International EPD System. Product Group Classification: UN CPC 171 and 173 Electricity, Steam and Hot/Cold Water Generation and Distribution.

Caserini, S., Baglione, P., Cottafava, D., Gallo, M., Laio, F., Magatti, G., Maggi, V., Maugeri, M., Moreschi, L., Perotto, E., Pizzol, L., Semenzin, E., Senese, A., 2019. Fattori di emissione di CO₂ per consumi energetici e trasporti per gli inventari di gas serra degli atenei italiani. *Ing. dell’Ambiente* 6.

CEN, 2017. EN 15316-4-5: Energy performance of buildings - Method for calculation of system energy requirements and system efficiencies - Part 4-5: District heating and cooling.

Dones, R., Bauer, C., Bolliger, R., Burger, B., Heck, T., Röder, A., Paul Scherrer

Institut, Emmenegger, M.F., Frischknecht, R., Jungbluth, N., Tuchsmid, M., ESU-services Ltd., 2007. Life cycle inventories of energy systems: results for current systems in Switzerland and other UCTE countries, Ecoinvent report.

Elsevier B.V, 2020. Scopus [WWW Document].

Emmenegger, M.F., EUS-services Ltd., Paul Scheller Institut Villigen, 2012. Natural gas - Chapter 10 Life Cycle Inventory Analysis for Furnaces. Villigen Duebend. 63–180. <https://doi.org/10.1002/9783527655625.ch3>

Gyftopoulos, E.P., Beretta, G.P., 2005. Thermodynamics. Foundations and Applications. Dover Publications, Inc., Mineola, New York.

Heck, T., 2007. Ecoinvent report n. 6-XIV. Chapter 6 - Allocation: Combined heat and power, Ecoinvent report.

Ioara, P., Ghoniem, A.F., Beretta, G.P., 2013. What fraction of the fuel consumed by a heat-and-power cogeneration facility should be allocated to the heat produced? Old problem, novel approach, in: Proceedings of the ASME 2013 International Mechanical Engineering Congress and Exposition IMECE2013. November 15-21, 2013, San Diego, California, USA.

ISO, 2006. ISO 14044 International Standard. In: Environmental management—life cycle assessment—requirements and guidelines. Geneva, Switzerland.

JRC, 2010. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance, Constraints. <https://doi.org/10.2788/38479>

Jungmeier, G., Resch, G., Spitzer, J., 1998. Environmental burdens over the entire life cycle of a biomass CHP plant. Biomass and Bioenergy 15, 311–323.

Karlsdottir, M.R., Heinonen, J., Palsson, H., Palsson, O.P., 2020. Life cycle assessment of a geothermal combined heat and power plant based on high temperature utilization. Geothermics 84. <https://doi.org/10.1016/j.geothermics.2019.101727>

Karlsson, J., Brunzell, L., Venkatesh, G., 2018. Material-flow analysis, energy analysis, and partial environmental-LCA of a district-heating combined heat and power plant in Sweden. Energy 144, 31–40, <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.11.159>

Noussan, M., 2018. Performance indicators of District Heating Systems in Italy – Insights from a data analysis. Appl. Therm. Eng. 134, 194–202. <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2018.01.125>

Olsson, L., Wetterlund, E., Söderström, M., 2015. Assessing the climate impact of district heating systems with combined heat and power production and industrial excess heat. Resour. Conserv. Recycl. 96, 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2015.01.006>

Regione Lombardia, 2017. Regione Lombardia: Decreto 176/2017, testo unico sull'efficienza energetica degli edifici.

Rosen, M.A., 2008. Allocating carbon dioxide emissions from cogeneration

systems: descriptions of selected output-based methods. *J. Clean. Prod.* 16, 171–177. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2006.08.025>

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.

PREMIO GIOVANI RICERCATORI

Temporal variability and Battery Electric Vehicles influence on LCA impacts of marginal electricity consumption in Italy

Davide Rovelli¹, Pietro Scaglia², Simone Cornago^{3,4}, Carlo Brondi¹, Giovanni Dotelli²

¹STIIMA-CNR - Institute of Intelligent Industrial Technologies and Systems for Advanced Manufacturing, Via Alfonso Corti 12, Milan 20133, Italy

²Politecnico di Milano, Dipartimento di Chimica, Materiali e Ingegneria Chimica "G. Natta", Piazza Leonardo da Vinci 32, Milan 20133, Italy

³Singapore Institute of Manufacturing Technology, 2 Fusionopolis Way, Singapore 138634, Singapore

⁴National University of Singapore, 21 Lower Kent Ridge Road, Singapore 119077, Singapore

Email: davide.rovelli@stiima.cnr.it

Abstract

The electricity process is recognized to be one of the main drivers of LCA results for Battery Electric Vehicles (BEVs). Moreover, the spreading of BEVs is projected to significantly increase electricity demand, with repercussions on the electricity mix as well. The present paper aims at analysing the variability of the LCA results of the electricity consumption, both across the different months of the year and among different scenarios of BEV penetration in Italy. This paper presents a white box model of the Italian electricity system, coupled with a consequential LCA model between 2016 and 2030. The analysis indicates that the deviations of impact indicators with respect to the yearly average results may be up to 30% across summer and winter months, while increasing the number of BEVs up to 50% of the circulating fleet may further shift monthly results by 60%, with respect to the reference scenario.

1. Introduction

The substitution of Internal Combustion Engine vehicles by Battery Electric Vehicles (BEVs) constitutes a pathway for the decarbonisation of the transport sector. Due to the interest generated by this technology, an extensive literature of life cycle assessments (LCAs) of BEVs has been created throughout the most recent years. Yet such a wide number of studies sometimes generated conflicting results, too (Marmioli et al., 2018). Thus, several reviews attempted to develop a deep understanding of the main drivers of LCA results, which is key to the development of policies on the future products life cycle in order to make the transport sector more sustainable. Within this context, several authors outlined the relevance of the electricity production process as one of the key drivers of environmental impacts of BEVs (Doucette and McCulloch, 2011). In particular, (Marmioli et al., 2018) outlined how for the climate change indicator the specific carbon intensity of the country electricity mix can influence up to the 70% of its

variability. Therefore, we intend to quantify the monthly variability of the carbon intensity of the country electricity mix with contrast to current LCAs that are performed at the yearly level.

This paper aims to provide indications in order to support decision-makers at the Italian level. The same perspective was adopted by (Bohnes et al., 2017), in a study on electric vehicles diffusion in the urban context of Copenhagen, outlining the need to include the consequences lead by BEVs fleet by the interactions with other systems. Another fleet-based study, in which the LCA model was coupled with a transport model was proposed by (Garcia et al., 2015), addressing life-cycle Greenhouse Gases (GHGs) emissions up to 2030 across different scenarios in Portugal.

In addition to this perspective, (Girardi et al., 2015) provided a further focus on the electricity mix supplied to the fleet of BEVs. Such work coupled an LCA model with an energy system model, capable of analysing the Italian electricity mix on an hourly base, thus highlighting the importance of such a small temporal detail.

Hence, starting from the work developed in (Marmioli, 2020), the present paper aims at analysing how the LCA results of the electricity mix vary as a consequence of the highlighted key factors:

- temporal resolution: monthly variability;
- interaction between BEVs diffusion and the increase of electricity demand, which eventually makes the electricity mix vary, too.

Italy offers an interesting case study, due to the diversity and variability in its marginal electricity mix.

2. Methods

Concerning the aims of the paper, there was a need of a model capable of simulating the Italian electricity system and BEVs penetration in an aggregated way. Then, the model results were to be coupled with the LCA model. Thus, the EnergyPLAN model was chosen. This is an input/output deterministic bottom up model that aims to identify optimal energy system designs and operation strategies looking at the complete energy system. It is based on a series of hourly simulations over a one-year time period (Lund, 2014). This model offers sufficient details concerning the time resolution over a year, while keeping a relatively simple and aggregated structure. The model is able to integrate projections developed by national research institutes.

a. The Energy system model

Demand

Coherently with the goal of the study, different future scenarios for the year 2030 have been defined varying the size of the circulating electric fleet, and the evaluation of the different marginal mixes is carried out referring to a reference-year scenario, namely the 2016. Data about the 2016 Italian electricity demand, together with the hourly distributions, are available from yearly reports provided

by Terna (Terna, 2020), the transmission system operator. The overall electricity demand was 325 TWh, with a net import of 37 TWh.

The operation of the energy system in year 2030 is modelled according to the latest orientation paper regarding national energy strategy: the “National Energy and Climate Plan” (Piano Nazionale Integrato Energia e Clima, PNIEC) (MiSE et al., 2018), the proposal submitted to the European Commission in 2019. The electricity demand in 2030 is expected to be 337 TWh. The net import value decreases with respect to 2016 and is expected to be 29 TWh.

Electric transportation

Concerning the charging infrastructure of BEVs, the model allows to differentiate between *Dump* and *Smart* charge modality. The *Dump* charge is modelled as a traditional uncontrolled plug-in charge, in which the user recharges the battery whenever it is needed. With the *Smart* charge, on the other hand, battery charging is used aiming at decreasing excess electricity production and battery storage is used to achieve the lowest market price of the electricity consumed (Lund, 2014).

The amount of BEVs in Italy during 2016 was 5743 modelled with the *Dump* charge modality, resulting in an electricity demand of 0.014 TWh/y (Marmioli, 2020). As for the future scenarios, BEVs diffusion was modelled with the *Smart* charge modality. The number of BEVs was varied assuming the total passenger car fleet to remain constant with respect to 2016 at 38 million vehicles (ACI, 2017). Consequently, the demand of the transportation sector increases as follows:

Table 1: BEVs features in the future scenarios for 2030

Scenario	BEVs	BEVs electricity demand [TWh]	Source
Base – 4.75% BEV	1.8 million	4.2	(Energy and Strategy group, 2018)
25% BEV	9.5 million	21.4	(Marmioli, 2020)
50% BEV	19 million	42.7	(Marmioli, 2020)

Condensing power plants supply

The distributions of fuels for the power plant plants for 2016 and 2030 are reported in Table 2. Following the decarbonisation goals set by the European

Community, the phase-out of coal and fuel oil, the fuel distribution for the power plants changes as follows:

Table 2: Fuel distribution for Power Plants in Italy in 2016 and 2030

	Coal	Oil	Natural gas	Biomass	Source
2016	19.46%	2.16%	68.11%	10.27%	(Gestore Servizi Energetici (GSE), 2016)
2030	0%	1.48%	87.4%	11.1%	(MiSE and MATTM, 2017)

Renewable sources supply

Renewable Energy Sources (RES) production is forecast to grow due to the increase of the installed capacity of PV, wind, run-of-river hydro and concentrated solar power (CSP) plants, according to the projections reported in the PNIEC:

Table 3: electricity production from renewable sources in Italy

	2016 electricity production [TWh]	2030 electricity production [TWh]	Source (2016; 2030)
PV	22.1	71.25	(GSE, 2016; MiSE et al., 2018)
Wind, onshore	16.5	36.95	(GSE, 2016; MiSE et al., 2018)
Wind, offshore	0	3.15	(GSE, 2016; MiSE et al., 2018)
Hydro, Run-of-river	21.35	24.85	(Terna, 2016; MiSE et al., 2018)
Hydro, Dammed	22.90	26.40	(Terna, 2016; MiSE et al., 2018)
Geothermal	6.3	7	(GSE, 2016; MiSE et al., 2018)
Concentrated Solar Power, CSP	0	3.25	(MiSE et al., 2018)

b. The LCA model

According to the ILCD recommendations for Life Cycle Inventory (LCI) modelling choices, the consequential, long-term modelling was adopted. In particular, the electricity process, here analysed in terms of its structural response to changes, will be modelled as a mix of long-term marginal processes.

This poses the problem of determining the correct marginal electricity mix. In this regard, (Vandepaer et al., 2019) already introduced the integration of long-term marginal electricity supply mixes in the ecoinvent consequential database, based on publicly available projections for 2030 electricity generation. Another approach was followed by (Dandres et al., 2017; Roux et al., 2017) which computed marginal electricity mixes by coupling the LCA model with an energy system model. The same approach was followed in this paper. Thus, the marginal electricity productions by source, for each single month across the 3 analysed scenarios of 2030 were computed as the difference with 2016 values, setting to

0 every negative value, in accordance to the indications provided in (Vandepaer et al., 2019). In accordance to the ecoinvent 3.6 consequential database the consumption mix of the country was modelled. Due to the penetration of Variable Renewable Electricity Sources (VRES) (i.e. PV, wind and run-of-river hydro), excess electricity production arises in the energy system scenarios for 2030. This excess electricity, which can firstly be exported and then curtailed, is not actually consumed within the country, thus it had to be subtracted from the electricity mix.

Hence, the monthly values of excess electricity were subtracted from the electricity production of VRES, thus diminishing their production. The subtraction is weighted on the monthly electricity production of each of these 3 sources. CSP is excluded due to the possibility to store thermal energy, thus allowing for a higher degree of flexibility of electricity production. In order to obtain the LCI and LCIA results related to every month and scenario, the selected mixes were inputted to the Italian electricity mix dataset of the ecoinvent 3.6 consequential database. All the calculations were made by means of the brightway2 software (Mutel, 2017). The selected LCIA method is ILCD 2.0 midpoint.

3. Results and discussion

Figure 1 displays the computed marginal electricity mixes: they are dominated by natural gas plants, PV and wind production, which together account for approximately 80% of the electricity mix across the 3 analysed scenarios. In particular, PV electricity production increases when moving towards spring and summer seasons, while the opposite happens for wind and natural gas.

When increasing the number of circulating BEV in the fleet, two main trends can be outlined. During months in which the additional electricity demand is covered by exploiting excess electricity production by VRES, the electricity mix remains stable across the 3 scenarios. This is especially the case for summer months. Instead, during winter months, the additional electricity demand is covered by natural gas and accordingly, the share of this technology increases.

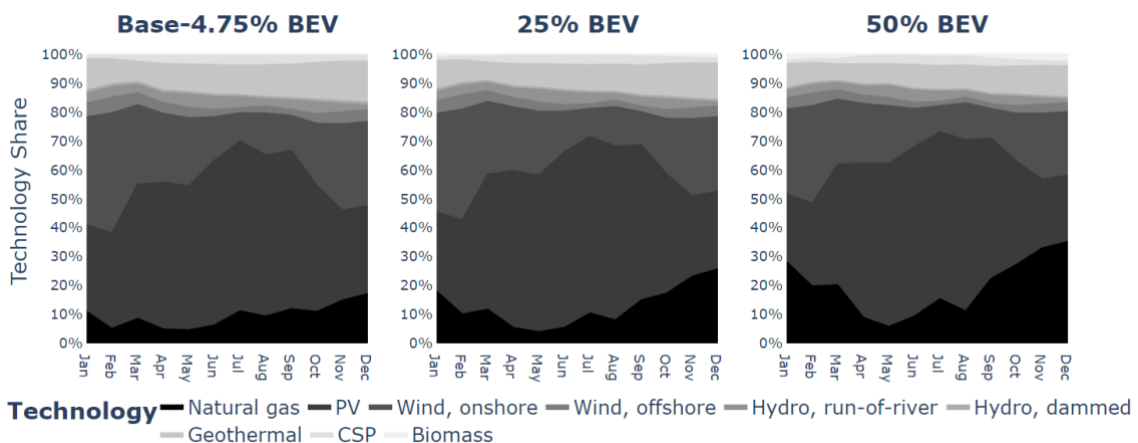


Figure 1: monthly marginal electricity mixes, by technology source, across the 3 analysed scenarios. Technologies are displayed in the same order of the legend, moving from the bottom to the top of the figure

Indeed, as Figure 2 shows, in winter months the increase of electricity produced by natural gas fuel is higher than the increases related to PV and wind sources, which constitute the dominant electricity sources in the 2030 Italian marginal mix. The opposite happens in summer months.

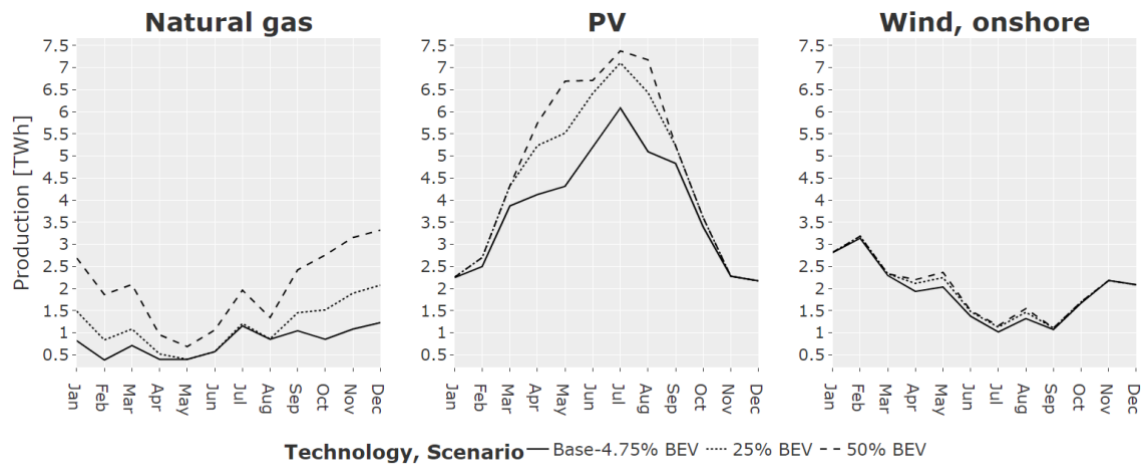


Figure 2: monthly marginal electricity production, across the 3 analysed scenarios, for the 3 dominant sources in the electricity mix. From left to right: natural gas, photovoltaic and wind electricity production. Dashed, dotted and solid lines respectively correspond to the 50% BEV, 25% BEV and base case scenarios

Among the 19 impact indicators, we selected the 2 categories with the highest degree of variability, both across months and scenarios, with respect to the yearly average value. Figure 3 and 4 summarize the resulting LCIA indicators, which indicate two different patterns: *minerals and metals* impact indicator increases during the summer months due to a higher VRES penetration, while the opposite happens for the *climate change total* impact indicator. Concerning other impact categories, *fossils, freshwater and terrestrial acidification* and *ozone layer depletion* show a trend which is very close to *climate change*, but with lower relative variations. Fig. 3 also shows two dashed lines. The dashed line with markers represents the impact indicator associated to a consequential LCA between 2016 and 2030 for the *Base* scenario. The dashed line without markers stands as reference from the ecoinvent 3.6 consequential Italian dataset for electricity. The largest deviations across scenarios are found in winter months, in accordance with the related monthly mixes variation.

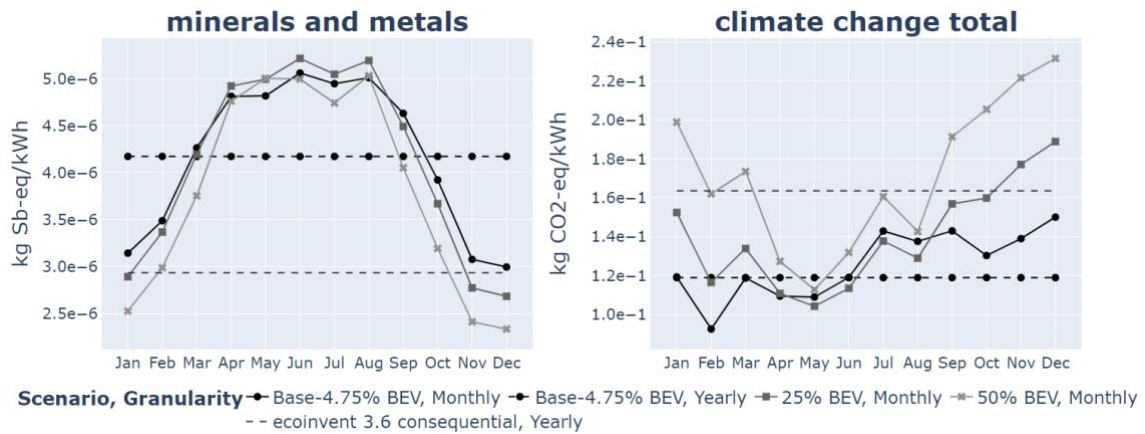


Figure 3: comparison of the monthly LCIA results for the 3 analysed scenarios (solid lines) with respect to the average yearly LCIA result for the Base scenario (dashed line with markers) and for the yearly ecoinvent 3.6 consequential original dataset (dashed line without markers), for two representative impact categories

Figure 4 shows the monthly LCIA results variations, relatively to the consequential LCA result performed at the yearly level (see the dashed line with markers in fig. 3). Indeed, deviations span across (-30%; +20%) and (-20%; +25%) intervals, respectively for the *minerals and metals* and *climate change total* impact indicators for the *Base* scenario. Variations of the other two scenarios on the same reference value span across (-40%; +20%) and (-10%; +90%) intervals, respectively for the *minerals and metals* and *climate change total* impact indicators. For the latter category, moving between *Base* and *50% BEV* scenarios makes LCIA results vary by up to 60%, depending on whether the additional electricity demand is covered by VRES or by natural gas.

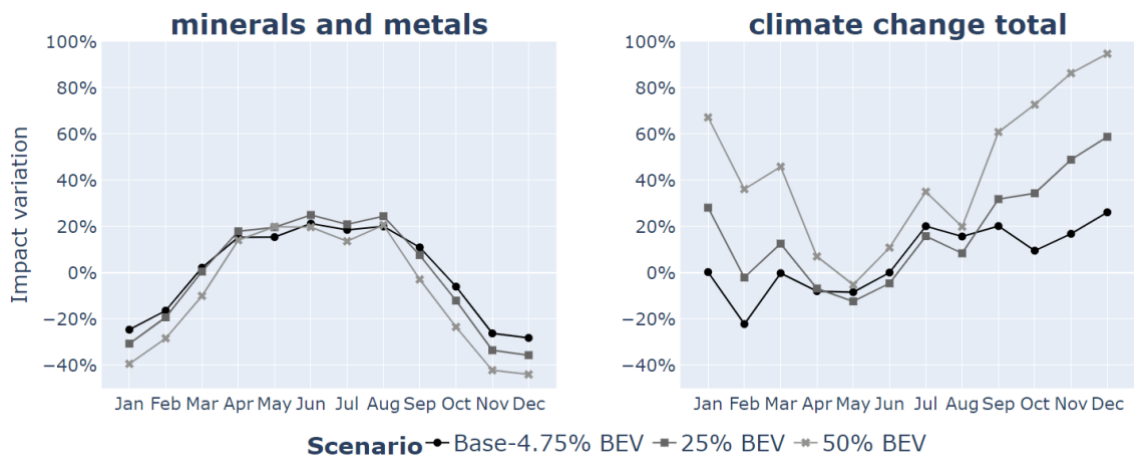


Figure 4: relative variation of monthly LCIA results for the 3 analysed scenarios with respect to the average yearly LCIA result of the base case scenario, for two representative impact categories

4. Conclusions

Here we aimed to analyse the influence of two key factors on the LCA impacts of the electricity consumption. The first factor is related to the timeframe of assessment of the electricity mix, while the second one is linked to the interaction between BEVs and the energy system in Italy. The analysis showed that among the 19 ILCD 2.0 midpoint categories, *minerals and metals* and *climate change total* impact indicators vary the most, from -30% to +25% when assessing the same scenario, but with monthly averages. Furthermore, the same impact indicators show a deviation of up to 60% when moving between *Base* and *50% BEV* scenarios, with the sign of the variation depending on the specific impact category.

Future works are related to a deeper contextualisation of the current results into the landscape of LCAs of BEVs. On one hand, the temporal variability of LCIA results can have important consequences on LCAs of the use phase of BEVs, assuming inhomogeneous driving patterns across the year. On the other hand, the interaction between BEVs and the energy system of the country may influence the other phases of BEVs LCAs as well, assuming that production and end-of-life phases are carried out in the analysed country. On top of this, the temporal resolution of the EnergyPLAN model could be further exploited, by means of an analysis at the hourly level. Thus, the distributions of hourly marginal electricity mixes will be computed in order to outline the underlying variability associated to each of the monthly LCIA results.

5. Bibliography

ACI (2017) *Annuario Statistico ACI*.

Bohnes, F. A., Gregg, J. S. and Laurent, A. (2017) 'Environmental Impacts of Future Urban Deployment of Electric Vehicles: Assessment Framework and Case Study of Copenhagen for 2016-2030', *Environmental Science and Technology*, 51(23), 13995–14005.

Dandres, T. *et al.* (2017) 'Consequences of Future Data Center Deployment in Canada on Electricity Generation and Environmental Impacts: A 2015–2030 Prospective Study', *Journal of Industrial Ecology*, 21(5), 1312–1322.

Doucette, R. T. and McCulloch, M. D. (2011) 'Modeling the CO₂ emissions from battery electric vehicles given the power generation mixes of different countries', *Energy Policy*. Elsevier, 39(2), 803–811.

Energy and Strategy group (2018) 'E-Mobility Report 2018'.

Garcia, R., Gregory, J. and Freire, F. (2015) 'Dynamic fleet-based life-cycle greenhouse gas assessment of the introduction of electric vehicles in the Portuguese light-duty fleet', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(9), 1287–1299.

Gestore Servizi Energetici (GSE) (2016) *Rapporto Statistico: Energia da fonti*

rinnovabili in Italia.

Girardi, P., Gargiulo, A. and Brambilla, P. C. (2015) 'A comparative LCA of an electric vehicle and an internal combustion engine vehicle using the appropriate power mix: the Italian case study', *International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(8), 1127–1142.

Lund, H. (2014) *Renewable Energy Systems: A Smart Energy Systems Approach to the Choice and Modeling of 100% Renewable Solution.*

Marmioli, B. *et al.* (2018) 'Electricity generation in LCA of electric vehicles: A review', *Applied Sciences (Switzerland)*, 8(8).

Marmioli, B. (2020) *Sustainability Assessment of Electric Mobility.* PhD Thesis.

Ministero dello Sviluppo Economico (MiSE) and Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) (2017) *Strategia Energetica Nazionale (SEN).*

Ministero dello Sviluppo Economico (MiSE), Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) and Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti (MIT) (2018) *Proposta di Piano Nazionale Integrato per l'Energia e il Clima (PNIEC).*

Mutel, C. (2017) 'Brightway: An open source framework for Life Cycle Assessment', *The Journal of Open Source Science*, 2(12), 1–2.

Roux, C., Schalbart, P. and Peuportier, B. (2017) 'Development of an electricity system model allowing dynamic and marginal approaches in LCA—tested in the French context of space heating in buildings', *International Journal of Life Cycle Assessment*. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(8), 1177–1190.

Terna (2016) *Impianti di generazione.*

Terna (2020) *Transparency Report.* Available at: <https://www.terna.it/it/sistema-elettrico/transparency-report> (Accessed: 31 August 2020).

Vandepaer, L. *et al.* (2019) 'The integration of long-term marginal electricity supply mixes in the ecoinvent consequential database version 3.4 and examination of modeling choices', *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1409–1428.

LCA- and LCC-based Solar Home Systems ecodesign

Federico Rossi^{1,2}, Maria Laura Parisi^{1,2,3,4}, Simone Maranghi^{1,2,3}, Riccardo Basosi^{1,2,3,4}, Adalgisa Sinicropi^{1,2,3,4}

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

²LifeCARES srl - Life Cycle Assessment Renewable Energy and Sustainability, University of Siena

³CSGI, Center for colloid and surface science, Sesto Fiorentino 50019, Italy

⁴Institute of Chemistry of Organometallic Compounds (CNR-ICCOM), Sesto Fiorentino 50019, Italy

Email: federico92.rossi@gmail.com

Abstract

This paper describes and compares two innovative approaches for the ecodesign of solar home systems. Such residential installations include photovoltaic modules, energy storage and further auxiliary electric equipment. The first approach, Ecodesign Strategy A, starts with the design of the solar home system and after a mathematical modelling phase, a life cycle assessment is performed to investigate its environmental performances. Different technologies, including several lithium-ion batteries and hydrogen storage, are compared to select the most sustainable one. Ecodesign Strategy B starts with the environmental analysis of the solar home system components and leads to its optimal design. Then, a combination of life cycle assessment and life cycle costing allows for a cross-analysis of an economic and environmental optimum considering their costs and sustainability.

1. Introduction

Solar Home Systems (SHSs) are residential installations (Good Solar Initiative, 2015) composed of photovoltaic (PV) modules equipped with a battery energy storage system (BESS). In addition, a charge controller (CC) and an inverter (In) are used for the components' electric compatibility. SHSs are of particular importance considering that PV electricity production is growing rapidly; for instance, Italy planned to triple the current installed power in the next years (Integrated National Energy and Climate Plan, 2019). Such growth will be possible only thanks to BESSs because they allow to store the PV productivity surplus and use it when necessary. Every technology, including PV and BESSs, determines an environmental impact during its life cycle. Thus, the ecodesign of SHSs represents a primary issue to assess if, as generally assumed, such an increase in the number of installations could really improve the eco-profile of the Italian energy system. Belmonte et al. (Belmonte et al., 2016) used LCA to compare two PV systems equipped with batteries and hydrogen storage in favor of the former. Kabakian et al. (Kabakian et al., 2015) instead compared a SHS

with the Lebanese energy mix, underlining the relevant environmental benefits guaranteed to the grid by these PV installations. Other authors focused on the BESS environmental sustainability applying LCA to several battery types existing in the market: lithium-ion batteries (Peters et al., 2017; Peters and Weil, 2018), sodium-ion batteries (Peters et al., 2016), vanadium redox flow batteries (Weber et al., 2018), ZEBRA batteries (Longo et al., 2014) and more innovative devices mainly based on aluminum, sulphur and metal lithium (Delgado et al., 2019; Deng et al., 2017; Zackrisson et al., 2010) were considered.

In this context, our latest research activities at the R²ESlab (www.r2eslab.com) aim at comparing and define the most sustainable storage technologies to implement SHSs based on an extended LCA. Moreover, the environmental issues are combined with technical and economic ones to perform an integrated evaluation and ecodesign of SHSs. On these bases, two novel approaches hereinafter referred to as Ecodesign Strategy A (ESA) and Ecodesign Strategy B (ESB) are implemented. These strategies make use of mathematical optimization, dynamic simulation and LCC tools. ESA and ESB will be described in Section 2 and their results will be compared in Section 3; main conclusions are drawn in Section 4.

2. Methodology

This section aims to summarize the two different approaches for the ecodesign of SHSs, ESA and ESB, whose key elements phases are:

- Design: definition of several SHS configurations and calculation of the size of their components.
- Modelling: evaluation of the SHSs performances in dynamic conditions.
- LCA: environmental life cycle assessment.
- LCC: life cycle costing analysis.

A cradle to grave LCA has been developed based on the following analytical framework:

- Goal and Scope definition: this study aims to the ecodesign of a sustainable SHS through two different environmental assessment approaches. As the function of SHSs is providing electricity to the load, the reference flow is the user energy supply. Contrarily, the electricity injection to the grid is considered as a by-product. The following path has led to the choice of the allocation method: first ESA has been defined (Rossi et al., 2020c) adopting a physical allocation rather than the economic one because economic considerations were not included in the analysis. Then ESB has been proposed combining an environmental and an economic assessment (Rossi et al., 2020a). Therefore economic allocation would represent a suitable solution for this approach; nevertheless, using the same allocation method for both strategies allows for a more coherent comparison and discussion of the results. Therefore, a physical allocation is selected for both ESA and ESB. The functional unit is set to 1MWh of energy supply.

- The life cycle inventory (LCI) is based on Ecoinvent 3.4 (Moreno Ruiz et al., 2017) database and Peters and Weil (Peters and Weil, 2018) batteries data.
- The adopted life cycle impact assessment (LCIA) method is ReCiPe 2016 H (Goedkoop et al., 2016) with a European normalization and weighting set. Indeed, the SHS environmental profile is presented as a single score and coherently with the functional unit definition, the results are expressed as Pts/MWh.

ESA and ESB are both applied to the same case study: a SHS is supposed to be installed by a family of three people in Siena, Italy. Representative energy demand and environmental conditions for such case study are adopted. Indeed, the PV productivity is evaluated using the simulation software TRNSYS16 (TRNSYS 16, 2006) whose library contains reliable solar radiation and temperature data for the selected installation site. Quoilin et al. (Quoilin et al., 2016) provide a large energy demand database obtained through the statistical analysis of primary data measured in Italy and other European countries. Among them, a representative profile matching with the annual energy consumption of a family composed of three people is selected (European Commission, 2017). Moreover, realistic costs of components and of energy are considered to perform the SHSs economic evaluation (Rossi et al., 2020a).

a. Ecodesign Strategy A

ESA (Rossi et al., 2020c) is a three steps methodology composed of a design phase, a modelling phase and LCA. The design phase allows to evaluate the PV power (P_{PV}) and the BESS capacity (E_{BESS}) for one day of autonomy using, respectively, Eq.1 and Eq. 2:

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

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

where E_{load} is the average energy demand of the SHS; h_{eq} is the equivalent daily time of full PV power operation; η_{el} is the electric efficiency of the system; DoD is the maximum allowed discharge level of the BESS (80%) and V is its nominal voltage.

The CC power is equal to P_{PV} whereas the In power is set to the maximum demand of the user (3 kW).

Once SHS is designed, its performances can be simulated through the mathematical modelling of the system. Several models are available, Rossi et al. (Rossi et al., 2020c) use a pre-set block available in TRNSYS16 library (TRNSYS 16, 2006) to estimate the PV productivity. Moreover, a preset Matlab/Simulink model is used to simulate lithium-ion batteries (Rossi et al., 2020c; Tremblay and Dessaint, 2009), whereas a new model is developed for innovative devices (Rossi et al., 2020b). The outputs of the modelling phase are the energy exchanged with the grid and the lifespan of the BESS. The final step is the LCA which uses the

results of the previous steps to point out the most sustainable SHS components and configurations.

A sketch of ESA is shown in Figure 1.

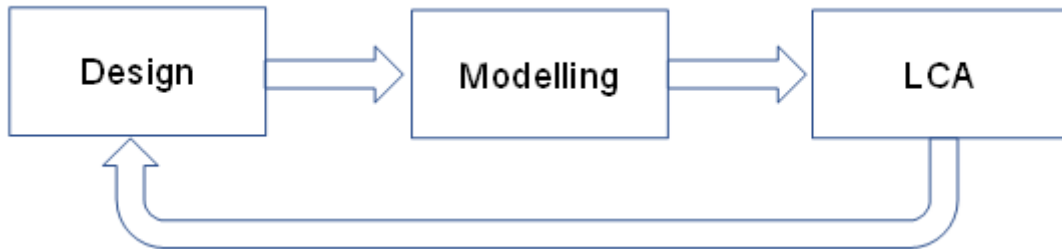


Figure 1: sketch of ESA for SHSs environmental assessment

b. Ecodesign Strategy B

In this second approach the LCA results represent the starting point (Rossi et al., 2020a) of an integrated LCA and LCC analysis, as explained in the following. Firstly, the SHSs components environmental impacts are calculated separately using 1 kW as functional unit for the PV, the CC and the In and 1 kWh for the BESS and the energy mix. This allows to write a generic SHS environmental impact equation as the sum of such burdens multiplied by the corresponding quantities. Then, the modelling equations are applied to set the physical constraints of the SHS. Hence, the SHS is designed minimizing the generic environmental impact function according to the above-mentioned constraints. Such function expresses the single score environmental impact of the SHS as function of the size of the components and the SHS energy flows. In other words, mathematical optimization allows to calculate the optimal design of the components and the control the SHS: the algorithm evaluates whether electricity should be exchanged with the grid or stored in the BESS. In this way, the method leads to an environmental optimal design which is subsequently combined to an LCC analysis.

The environmental optimal design approach mimics an existing approach for the economic optimization of SHSs named DER-CAM (Cardoso et al., 2018). The integrated LCA and LCC method allows to perform a cross-analysis of two configurations: an environmental optimum and an economic optimum whose costs and impacts are evaluated and compared.

A sketch of ESB is illustrated in Figure 2.

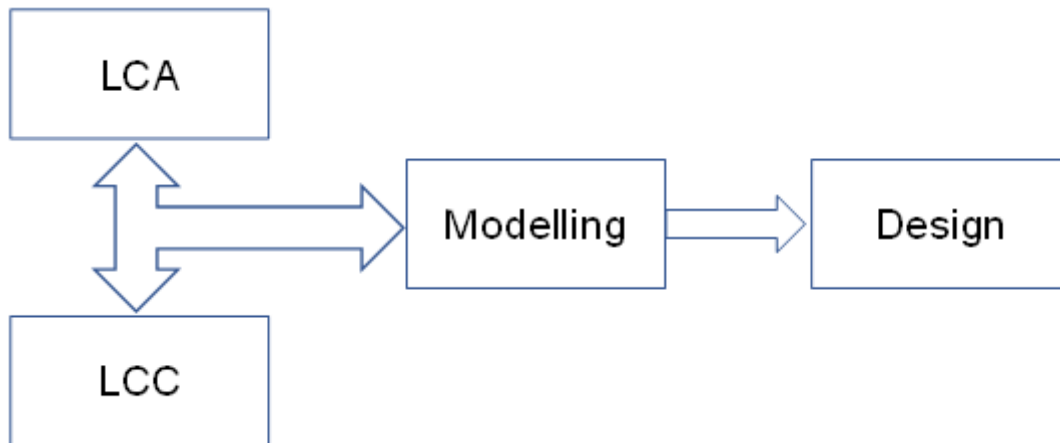


Figure 2: Sketch of ESB for SHSs environmental and economic assessment

3. Results and Discussion

In this section, results of ESA and ESB are compared and schematically summarized in Figure 3.

ESA allows to evaluate the environmental performances of a SHS and make its ecodesign using a novel approach based on LCA. Considering Italy as the reference case study, this approach leads to evaluate a grid connected SHS having a 5.94 kW PV system and 12.58 kWh BESS. Thanks to the physical allocation of the impacts to the surplus energy and to the load, namely the reference flow, the single score burden of this SHS is assessed to 22.81 Pts/MWh. The energy imported from the grid, concentrated in low radiation periods, represents a major contribution to that value. Contrarily, when solar radiation is abundant, the SHS surplus largely exceeds the BESS capacity. For such reason, a seasonal storage with hydrogen is also proposed through a hybridization of batteries with hydrogen storage. Nevertheless, instead of improving the SHS eco-profile, hydrogen storage determines a higher environmental impact than the original arrangement due to the rare metals' depletion of fuel cells and of pressurized gas storage tanks. The comparison of several SHS technologies brings to the choice of nickel cobalt aluminum (NCA) and nickel cobalt manganese (NCM) batteries as the most sustainable devices.

Contrarily ESB leads to evaluate a SHS with a 3.25 kW PV installation and 8.66 kWh BESS whose burden, after physical allocation, is 16.25 Pts/MWh. Therefore, both the size and the environmental impact are smaller than those resulting from ESA. In this case, the algorithm identifies NCM batteries as the most sustainable choice. Nevertheless, the combination of LCA with LCC in this mixed approach gives a further piece of information: the environmental optimum is too expensive compared to the economic optimum as the costs of such configurations are 1047 EUR/MWh and 136.35 EUR/MWh, respectively. Contrarily, the grid electricity has an average cost of 153.26 EUR/kWh. Moreover, the economic optimum

environmental performances (30.81 Pts/MWh after allocation) are better than the grid' one (42.00 Pts/MWh). The economic optimum configuration includes a 0.88 kW PV plant without storage. This result allows to conclude that BESSs, although effective for the environmental impact mitigation, still have a major problem that is the cost of technology. Indeed, a sensitivity analysis shows that only a strong reduction of these costs would lead BESSs to guarantee both economic and environmental advantages.

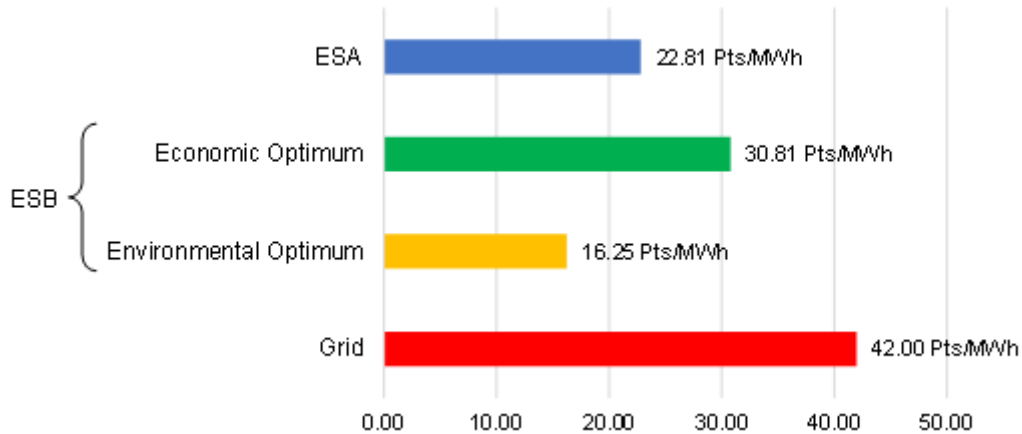


Figure 3: comparison of the life cycle SHSs environmental impacts computed via ESA and ESB

According to the results, ESA is suitable to choose the best performing configuration of SHSs, i.e. built considering different technologies, whose choice grounds on their environmental performances. Based on these results, suggestions for an implementation of the SHS configuration could be ruled out. The newly designed SHS configuration is analysed again with LCA and the results compared with the previous ones. These configuration changes (e.g., a storage hybridization) may mitigate some environmental problems but affect other issues, like the raw materials availability for hydrogen storage.

ESB is somehow more straightforward: it mathematically finds the optimal system configuration without performing a careful comparison of technologies drawbacks and benefits. Moreover, ESB easily combine LCA and LCC allowing for a cross-evaluation of economic and environmental optima. In such a way, a SHS that guarantees environmental profitability as well as environmental benefits is designed. Nevertheless, ESB does not permit an easy comparison of different technologies' eco-profiles because of the use of an automatic algorithm that selects the most suitable SHS components and battery types.

4. Conclusions

In this contribution, the comparison between two different approaches for the ecodesign of SHSs, named ESA and ESB, is presented. ESA is mainly based on a LCA approach while ESB combines LCA and LCC mimicking an existing approach for the economic optimization of SHSs named DER-CAM.

ESA can be considered as an iterative ecodesign process based on the direct comparison of several SHSs eco-profiles resulting from the adoption of different technologies. Therefore, this approach leads to a detailed assessment of all the studied technologies.

Contrarily, ESB allows to achieve the best configuration at system level with a lower focus on single technologies. Indeed, an optimization algorithm is programmed to automatically select the components, define their size, and control the SHS electricity flows. Moreover, the cross-analysis of the economic and environmental optimal configurations is fundamental to find a sustainable and cost-effective solution. Considering the different but complementary features of ESA and ESB, a reliable and comprehensive SHS environmental assessment could be reached only if both approaches are applied.

5. Bibliography

Belmonte, N, Girgenti, V, Florian, P, Peano, C, Luetto, C, Rizzi, P, Baricco, M, 2016. A comparison of energy storage from renewable sources through batteries and fuel cells: A case study in Turin, Italy. *Int. J. Hydrogen Energy* 41, 21427–21438.

Cardoso, G, Brouhard, T, DeForest, N, Wang, D, Heleno, M, Kotzur, L, 2018. Battery aging in multi-energy microgrid design using mixed integer linear programming. *Appl. Energy* 231, 1059–1069.

Delgado, MAS, Usai, L, Ellingsen, LAW., Pan, Q, Strømman, AH, 2019. Correction: Comparative Life Cycle Assessment of a Novel Al-Ion and a Li-Ion Battery for Stationary Applications. *Materials* 12, 1–14.

Deng, Y, Li, J, Li, T, Gao, X, Yuan, C, 2017. Life cycle assessment of lithium sulfur battery for electric vehicles. *J. Power Sources* 343, 284–295.

Eurostat, 2017, viewed 26 August 2020 <<https://ec.europa.eu/eurostat/web/gisco/geodata/reference-data>>

Goedkoop, MJ, Heijungs, R, Huijbregts, M, De Schryver, A, Struijs, J, Rosalie, VZ, 2016. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *Int. J. Life Cycle Assess.* 138–147.

Good Solar Initiative, 2015. Quality Charter Technical & Service Quality Standards for Accredited Solar Suppliers.

Integrated National Energy and Climate Plan, 2019, viewed 22 August 2020 <https://www.mise.gov.it/images/stories/documenti/it_final_necp_main_en.pdf>

Kabakian, V, McManus, MC, Harajli, H, 2015. Attributional life cycle assessment of mounted 1.8kWp monocrystalline photovoltaic system with batteries and comparison with fossil energy production system. *Appl. Energy* 154, 428–437.

Longo, S, Antonucci, V, Cellura, M, Ferraro, M, 2014. Life cycle assessment of storage systems: The case study of a sodium/nickel chloride battery. *J. Clean. Prod.* 85, 337–346.

Moreno Ruiz, E, Valsasina, L, Brunner, F, Symeonidis, A, Fitzgerald, D, Treyer,

- K, Bourgault, G, Wernet, G, 2017. Documentation of changes implemented in the ecoinvent database v3.4, viewed 23 August 2020 (2018.08.23) <https://www.ecoinvent.org/files/change_report_v3_4_20171004_1.pdf>
- Peters, J, Buchholz, D, Passerini, S, Weil, M, 2016. Life cycle assessment of sodium-ion batteries. *Energy Environ. Sci.* 9, 1744–1751.
- Peters, JF, Baumann, M, Zimmermann, B, Braun, J, Weil, M, 2017. The environmental impact of Li-Ion batteries and the role of key parameters – A review. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 67, 491–506.
- 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.
- Rossi, F, Heleno, M, Basosi, R, Sinicropi, A, 2020a. Environmental and economic optima of solar home systems design : A combined LCA and LCC approach. *Sci. Total Environ.* 744, 140569.
- Rossi, F, Parisi, ML, Greven, S, Basosi, R, Sinicropi, A, 2020b. Life Cycle Assessment of Classic and Innovative Batteries for Solar Home Systems in Europe. *Energies* 13, 3454.
- Rossi, F, Parisi, ML, Maranghi, S, Basosi, R, Sinicropi, A, 2020c. Environmental analysis of a nano-grid : A Life Cycle Assessment. *Sci. Total Environ.* 700, 134814.
- Tremblay, O, Dessaint, L, 2009. Experimental Validation of a Battery Dynamic Model for EV Applications. *World Electr. Veh. J.* 3, 289–298.
- TRNSYS 16, 2006. *Mathematical Reference* 4, 1–486.
- Weber, S, Peters, JF, Baumann, M, Weil, M, 2018. Life Cycle Assessment of a Vanadium Redox Flow Battery. *Environ. Sci. Technol.* 52, 10864–10873.
- Zackrisson, M, Avellán, L, Orlenius, J, 2010. Life cycle assessment of lithium-ion batteries for plug-in hybrid electric vehicles e Critical issues. *J. Clean. Prod.* 18, 1519–1529.

Con il patrocinio di:



COMUNE DI CORTINA D'AMPEZZO



MINISTERO DELL'AMBIENTE
E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO E DEL MARE



ENEA

ISBN 978-88-8286-416-3