





Avviso 1735 del 13.07.2017 MIUR

Progetti di Ricerca Industriale e Sviluppo Sperimentale nelle 12 Aree di Specializzazione individuate dal PNR 2015-2020

Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte

Rapporto Tecnico di Ricerca Industriale D1.8





Avviso	Avviso 1735 del 13.07.2017 MIUR
Codice progetto	ARS01_01259
Nome del progetto	Community Energy Storage
	Gestione Aggregata di Sistemi di Accumulo
	dell'Energia in Power Cloud
Acronimo	ComESto
Documento	D1.8
Tipologia	Rapporto Tecnico di Ricerca Industriale
Data di Rilascio	03/05/2022
Obiettivo Realizzativo	OR1
Attività Realizzativa	A1.8
Soggetti Beneficiari Proponenti	UNICAL, UNISI, FBK
Elaborato (Nome, Cognome – Soggetto	Elena Busi, Giuseppe Di Florio, Niccolò Caramanico,
Beneficiario)	Maria Camilla Baratto – UNISI
	Paolo Todeschi – GES
Verificato (Nome, Cognome – Soggetto	Elena Busi, Maria Camilla Baratto – UNISI
Beneficiario)	
Approvato (Nome, Cognome – Soggetto	Membri del PEB
Beneficiario)	

La riproduzione, anche parziale, di questo documento è permessa solo con l'autorizzazione scritta del Project Executive Board di progetto.



Indice

EXECUTIVE SUMMARY	11
1. INTRODUZIONE	16
2. METODOLOGIA UTILIZZATA: LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA) E LIFE CYCLE COSTING	(LCC) 19
2.1 APPROCCIO AD LCA E LCC PER SISTEMI DI ACCUMULO ENERGETICO	27
2.2 QUESTIONARI PER LA RACCOLTA DEI DATI	30
3. SISTEMI DI ACCUMULO CONVENZIONALE	34
3.1 ANALISI LCA DEL SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A FLUSSO	34
3.2. ANALISI DI MERCATO DEL SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A FLUSSO (A CURA DE PARTNER GREEN ENERGY STORAGE)	EL 57
3.3 ANALISI LCC DEL SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A FLUSSO	76
3.4 ANALISI LCA DEL SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A IONI DI LITIO	93
3.5 ANALISI LCC DEI COSTI AMBIENTALI PER UN SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A IO LITIO	ONI DI 105
3.6 ANALISI LCA DEL SISTEMA DI ACCUMULO SUPERCAPACITOR	110
3.7 ANALISI LCC DEL SISTEMA DI ACCUMULO SUPERCAPACITOR	134
4. SISTEMI DI ACCUMULO NON CONVENZIONALE	144
4.1 LCA SU BIODIESEL DA OLI ESAUSTI DI CUCINA (WASTE COOKING OIL - WCO)	144
4.2 LCC SU BIODIESEL DA OLI ESAUSTI DI CUCINA (WASTE COOKING OIL - WCO)	164
4.3 VALUTAZIONE COMPARATIVA DEL CICLO DI VITA DI DUE IMPIANTI DI COGENERAZ DUE DIVERSE CELLE A COMBUSTIBILE SOFC CON ACCUMULO DI ENERGIA TERMIC INTEGRATO IN UNA NANOGRID COSTITUITA DA UNA CASA UNIFAMILIARE	ZIONE: CA, 176
4.4. ANALISI ECONOMICA DI DUE SISTEMI A COGENERAZIONE BASATI SU IDROGENO, COMPRENDENTE GLI INCENTIVI ALLE COMUNITÀ ENERGETICHE E IL CALCOLO D ESTERNALITÀ	ELLE 219
4.5. ANALISI LCA DELLA FASE DI PRODUZIONE DI UNA CELLA A COMBUSTIBILE DI TIPO PER USO DOMESTICO STAZIONARIO (CHP)) PEM 250
4.6. ANALISI LCC DELLA FASE DI PRODUZIONE DI UNA CELLA A COMBUSTIBILE DI TIPO PER USO CHP) PEM 269
4.7. ANALISI LCA CONSEQUENZIALE DI UN SISTEMA DI ACCUMULO IBRIDO IDRICO-ELE	2TTRICO 274
4.8. VALUTAZIONE ECONOMICA DELLE ESTERNALITÀ DI UN SISTEMA DI ACCUMULO IB IDRICO-ELETTRICO	BRIDO 282



INDICE DELLE FIGURE

Capitolo 1 INTRODUZIONE

1 - Figura 1. Rappresentazione schematica delle attività di analisi LCA nel progetto ComESto	18
--	----

Capitolo 2 METODOLOGIA: LIFE CYCLE ASSESSMENT(LCA) E LIFE CYCLE COSTING(LCC)

2 - Figura 1. Schema della nanogrid e dell'Energy Community	.27
2 - Figura 2. Approcci alternativi per unità funzionale	.29
2 - Figura 3. Schema manufacturing per celle batterie a ioni litio	.31
2 - Figura 4. Flow chart produzione batterie a flusso	.31
2 - Figura 5. Schema riepilogativo sistemi di accumulo. Sono mostrati i sistemi oggetto di studio del progetto (rosa) e quelli	
per cui è stato formulato un questionario (vistati in verde)	.32

Capitolo 3 SISTEMA DI ACCUMULO CONVENZIONALE

3.1 ANALISI LCA DEL SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A FLUSSO

3.1 - Figura 1. Schema della batteria a flusso utilizzata	37
3.1 - Figura 2. I confini del sistema del ciclo di vita	40
3.1 - Figura 3. Analisi dello stack della RFB	42
3.1 - Figura 4. Schema del processo produttivo della sintesi dell'acido antrachinon-2,6-disolfonico	44
3.1 - Figura 5. a) produzione dell'AQDS a partire dall'antracene, b) emissioni gas serra (GHG) in Kg CO2 eq. per le compo	nenti
di accumulo di energia, per i due scenari i) e ii), c) analisi di impatto ambientale calcolati con i metodi ReCiPe 2016 Midp	oint e
CED	45
3.1 - Figura 6. Risultati dell'analisi completa per la produzione e il funzionamento dell'RFB semi-organico	47
3.1 - Figura 7. Caratterizzazione completa di elettroliti metallici e semiorganici utilizzando il metodo ReCiPe	49
3.1 - Figura 8. Confronto tra le due batterie con il metodo ReCiPe	51

3.2 ANALISI DI MERCATO DEL SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A FLUSSO

3.2 - Figura 1. Principali tipologie di storage presenti sul mercato	57
3.2 - Figura 2. Principali parametri funzionali al dimensionamento	59
3.2 - Figura 3. Parametri elettrici	60
3.2 - Figura 4. Parametri idraulici	61
3.2 - Figura 5. Strutture molecolari di alcuni tipi di chinoni	63
3.2 - Figura 6. Parametri relativi a diverse tipologie di batterie AORFB	65
3.2 - Figura 7. Confronto di performance	65
3.2 - Figura 8. Costi di investimento per kWh di capacità di stoccaggio paragonati ad altri lavori	68
3.2 - Figura 9. Riduzione dei costi di investimento con l'aumento della capacità di stoccaggio	68
3.2 - Figura 10. Investment costs broken down to component	69
3.2 - Figura 11. System costs of a 1MW/8MWh VRFB broken down to component level	69
3.2 - Figura 12. Net present value (NPV) depending on arbitrage	70
3.2 - Figura 13. Analisi di costo sistemi VRFB 10 kW/120 kWh	71
3.2 - Figura 14. Voci di costo per batterie a flusso redox di taglia 1MW e 4 MW	72
3.2 - Figura 15. Confronto tra diverse analisi	72
3.2 - Figura 16. Cost estimates for a 10MW RFB across various duration	73
3.2 - Figura 17. Ripartizione dei costi per una batteria a flusso al vanadio BESS da 10 MW, 100 MWh	73

3.3 ANALISI LCC DEL SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A FLUSSO

3 - Figura 1. Lo stack di una batteria a flusso78

CIMESTE

Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

3.3 - Figura 2. Costi di tutte le componenti del sistema	
3.3 - Figura 3. Composizione dei costi di un sistema RFB al vanadio, 5kW e 15 kWh	
3.3 - Figura 4. Percentuali "MEA", "ESC" e "BOP" sul totale dei costi per le due RFB	
3.3 - Figura 5. Costi ambientali (sx) e costi interni (dx) delle componenti del "MEA" nella RFB semi-organica	
3.3 - Figura 6. Confronto dei costi ambientali e dei costi interni dei due sistemi RFB	90
3.3 - Figura 7. totali di sistemi RFB (confronto tra la nostra analisi e la letteratura esistente)	90

3.4 ANALISI LCA DEL SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A IONI DI LITIO

3.4 - Figura 1. Flow chart generale dell'unità funzionale e dei confini del sistema della batteria con i diagrammi di flusso	
dettagliati dei singoli componenti degli elettrodi	94
3.4 - Figura 2 Impatti ambientali della batteria a ioni di litio LFP calcolati con il metodo ReCiPe 2016 MidPoint	102
3.4 - Figura 3 Diagramma a rete degli impatti della batteria calcolati con il metodo IPCC 100a	103
3.4 - Figura 4. Confronto tra la batteria con cell-container in alluminio e quello in acciaio calcolato con il metodo Recipe	
midpoint	103

3.5 ANALISI LCC DEI COSTI AMBIENTALI PER UN SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A IONI DI LITIO

3.5 - Figura 1 Costo ambientale per ciascuna categoria di impatto utilizzando i tre diversi metodi di monetizzazione	107
3.5 - Figura 2. Costo ambientale di ciascuna delle componenti della batteria	108

3.6 ANALISI LCA DEL SISTEMA DI ACCUMULO SUPERCAPACITOR

3.6 - Figura 1. Modello di Gouy-Chapman-Stern per EDLC	111
3.6 - Figura 2. Diagramma di flusso della carbon footprint per il sistema di accumulo a SC	121
3.6 - Figura 3. Caratterizzazione degli impatti ambientali del sistema di accumulo a SC	123
3.6 - Figura 4. Caratterizzazione con il metodo ReCiPe 2016 Midpoint degli elettrodi delle celle dei SC	124
3.6 - Figura 5. Diagramma di flusso della carbon footprint per 1 litro di soluzione elettrolitica	126
3.6 - Figura 6. Caratterizzazione degli impatti ambientali della soluzione elettrolitica	128
3.6 - Figura 7. Confronto con il metodo ReCiPe 2016 Midpoint per la soluzione elettrolitica, ottenuta con due processi di	
produzione differenti. Barre a sin: produzione di TEMABF4 da NH4BF4. Barre a ds: produzione di TEMABF4 da NaBF4	129

3.7 ANALISI LCC DEL SISTEMA DI ACCUMULO SUPERCAPACITOR

3.7 - Figura 1. Costi delle componenti del supercapacitor	137
3.7 - Figura 2. Costo delle componenti della cella	137
3.7 - Figura 3. Costi delle componenti dell'elettrodo e dell'elettrolita	138
3.7 - Figura 4. Costi delle componenti aggregate negli insiemi: chimici, metallici, energia, trasporti, altri	138
3.7 - Figura 5. Costi ambientali del supercapacitor	140
3.7 - Figura 6. Composizione costi ambientali delle celle	140
3.7 - Figura 7. Overview dei costi di sistemi Supercap rilevati in letteratura	141

Capitolo 4 SISTEMA DI ACCUMULO NON CONVENZIONALE

4.1 LCA SU BIODIESEL DA OLI ESAUSTI DI CUCINA (WASTE COOKING OIL - WCO)

4.1 - Figura 1. Dalla raccolta del WCO al micro-cogeneratore1	145
4.1 - Figura 2. Confronto di "Pretrattamento", "Transesterificazione" e "WCO_Raccolta". Metodo IPCC 2013 GWP 100a V1.0	00
1	148
4.1 - Figura 3. Confronto di "Pretrattamento", "Transesterificazione" e "WCO_Raccolta". Metodo IPCC 2013 GWP 100a V1.0	00
	148
4.1 - Figura 4. Profili ambientali delle fasi di "WCO-Raccolta" a) e "Pretrattamento"1	149
4.1 - Figura 5. Confronto "Pretrattamento", "Transesterificazione" e "WCO_Raccolta"; Metodo Cumulative Energy Demand	l"
1	150

Rapporto Tecnico – D1.8

4.1 - Figura 6. Confronto di "Pretrattamento", "Transesterificazione" e "WCO_Raccolta"; Metodo ReCiPe Midpoint Europe Recipe H
4.1 - Figura 7. Flow chart dell'intero processo di produzione del biodiesel da WCO calcolato con il metodo ReCiPe EndPoint "Ecosystems"
4.1 - Figura 8. Sostituzione del metanolo nellas fase di trans-esterificazione con bio-etanolo
4.1 - Figura 9. Confronto "Transesterificazione con bioetanolo rispetto alla Transesterificazione" Metodo: IPCC 2013 GWP
100a
4.1 - Figura 10. Confronto fra la transesterificazione con Bioetanolo e la Transesterificazione con metanolo calcolato con il
metodo Cumulative Energy demand154
4.1 - Figura 11. Confronto fra Biodiesel da WCO Ipotesi 1, Biodiesel da WCO Ipotesi 2 e scenario base con il metodo IPCC 2013
GWP 100a155
4.1 - Figura 12. Flow chart dell'intero processo di produzione del biodiesel da WCO calcolato con il metodo ReCiPe EndPoint
"Ecosystems" con l'ipotesi 2 per la raccolta dei WCO156
4.1 - Figura 13. a) Dipendenza delle emissioni di GHG con il percorso totale di raccolta b) variazione delle emissioni di GHG
per km relativo al tragitto di raccolta157
4.1 - Figura 14. Flow chart della fase d'uso del gruppo elettrogeno alimentato da una miscela al 10% di biodiesel da WCO,
calcolato con il metodo IPCC 100a160
4.1 - Figura 15. Profilo ambientale della fase d'uso del gruppo elettrogeno alimentato da una miscela al 10% di biodiesel da
WCO calcolato con il metodo IPCC 100a161
4.1 - Figura 16. Confronto fra le fasi d'uso alimentate da blend BiodieselColza10% (rosso), BiodieselWCO10%/Diesel (verde),
Diesel 100% (giallo); Metodo: IPCC 2013 GWP 100a162
4.1 - Figura 17. Confronto fra le fasi d'uso alimentate da blend BiodieselColza10% (rosso), BiodieselWCO10%/Diesel (verde),
Diesel 100% (giallo); Metodo: ReCiPe Endpoint162
4.1 - Figura 18. Profilo ambientale per sostanza biodiesel da oleaginose163

4.2 LCC SU BIODIESEL DA OLI ESAUSTI DI CUCINA (WASTE COOKING OIL - WCO)

4.2 - Figura 1. Schema riassuntivo del calcolo degli impatti secondo il metodo ReCiPe	
4.2 - Figura 2. Costo ambientale degli input	
4.2 - Figura 3. Costo ambientale degli impatti al livello Midpoint	
4.2 - Figura 4. Flow chart dell'LCC sui costi ambientali esterni	
4.2 - Figura 5. Costi degli impatti sulla categoria "Resources" per ciascun input	

4.3 VALUTAZIONE COMPARATIVA DEL CICLO DI VITA DI DUE DIVERSI IMPIANTI DI COGENERAZIONE COSTITUITI DA UNA CELLA A COMBUSTIBILE SOFC CON ACCUMULO DI ENERGIA TERMICA INTEGRATO IN UNA NANOGRID COSTITUITA DA UNA CASA UNIFAMILIARE

4.3 - Figura 1. Edificio simulato con le zone termiche. Il disegno è stato realizzato con Google SketchUp e poi importate	o in
TRNSYS per simulare il fabbisogno energetico orario. Nel disegno è riportato anche l'orientazione dell'edificio	180
4.3 - Figura 2. Numero di occupanti e apporti termici sensibili relativi agli occupanti durante:	181
4.3 - Figura 3. Domanda termica oraria per il riscaldamento dell'ambiente (marrone) e il raffreddamento dell'ambiente	e (blu)
dell'utente per i giorni feriali rappresentativi	
4.3 - Figura 4. Domanda termica oraria per il riscaldamento dell'ambiente (marrone) e il raffreddamento dell'ambiente	e (blu)
dell'utente per i giorni rappresentativi del fine settimana	183
4.3 - Figura 5. Domanda termica oraria per il riscaldamento dell'ambiente (marrone) e il raffreddamento dell'ambiente	e (blu)
dell'utente per i giorni di picco	183
4.3 - Figura 6. Fabbisogno termico orario di acqua calda sanitaria e fabbisogno orario di energia elettrica dell'utenza	183
4.3 - Figura 7. Layout della nanogrid	184
4.3 - Figura 8. Diagramma di flusso di processo della r-SOFC	185
4.3 - Figura 9. Diagramma di flusso del processo della SOFC alimentata a gas naturale	187
4.3 - Figura 10. Confini del sistema dello studio LCA: celle, accumulo di H2, accumulo termico e flussi energetici	191
4.3 - Figura 11. Produzione e consumo di energia elettrica in una giornata estiva dalla simulazione r-SOFC	193

CMESTE

4.3 - Figura 12. Produzione e consumo di energia elettrica in una giornata invernale dalla simulazione r-SOFC	194 194
4.3 - Figura 14. Produzione e consumo di energia elettrica in una giornata estiva dalla simulazione SOFC alimentata a me	etano
4.3 - Figura 15. Produzione e consumo di energia elettrica in una giornata estiva dalla simulazione SOFC alimentata a me	etano
4.3 - Figura 16. Percentuale del carico AC totale coperto attraverso l'autoconsumo di energia elettrica da PV e SOFC nell	le
guattro stagioni per r-SOFC(H2) e NG-fed SOFC(CH4)	196
4.3 - Figura 17. Caratterizzazione dello stack della SOFC calcolata con il metodo ReCiPe 2016 Midpoint	198
4.3 - Figura 18. Confronto tra i due BoP calcolati con il metodo ReCiPe 2016 Midpoint	200
4.3 - Figura 19. Confronto tra sistemi SOFC alimentati a NG (NG SOFC) e SOFC reversibili (r-SOFC) con il metodo IPCC. I K	g di
CO2eq sono su base stagionale. Le emissioni valutate per il reforming del GN, la prod. di H2, il servizio carichi AC e CHP	+
Thermal Storage	201
4.3 - Figura 20. Confronto tra analisi CED di NG- ed SOFC e sistema SOFC reversibile	202
4.3 - Figura 21. Caratterizzazione di sistemi SOFC alimentati con NG e r-SOFC con metodo ReCiPe	203
4.3 - Figura 22. Emissioni di gas serra calcolati con il metodo IPCC di sistemi SOFC alimentati a GN e r-SOFC per scenari	
fotovoltaici di base e full PV	205
4.3 - Figura 23. Analisi dell'incertezza Monte Carlo eseguita sulla differenza tra i sistemi analizzati (SOFC alimentata a NG	3 – r-
SOFC) con il metodo IPCC. L'analisi di Monte Carlo è stata fatta per tutte le stagioni	206
4.3 - Figura 24. Riepilogo dei risultati della distribuzione Monte Carlo su SOFC alimentate a NG/r-SOFC	207

4.4. ANALISI ECONOMICA DI DUE SISTEMI A COGENERAZIONE BASATI SU IDROGENO, COMPRENDENTE GLI INCENTIVI ALLE COMUNITÀ ENERGETICHE E IL CALCOLO DELLE ESTERNALITÀ

4.4 - Figura 1 (A) Configurazione con le celle a combustibile "in front of the meter" (i-iii). (B) Configurazione di installazio	ne
della cella a combustibile "behind the meter" (ii-iv)	.231
4.4 - Figura 2. Costi e incentivi degli impianti nello scenario dello "scambio sul posto"	.234
4.4 - Figura 3. Costi e incentivi dei sistemi negli scenari del gruppo degli autoconsumatoriatori dei sistemi negli scenari del gruppo degli autoconsumatori	.235
4.4 - Figura 4. Valori NPC normalizzati della "fase operativa" in ogni scenario	.235
4.4 - Figura 5. Analisi di sensitività (NM) con il ±5% di variazione sul prezzo dell'energia. PEE: prezzo dell'elettricità. PNG:	
prezzo del gas naturale. Both: prezzo dell'elettricità e del gas naturale	.238
4.4 - Figura 6. Analisi di sensitività (SG) con il ±5% di variazione sul prezzo dell'energia. PEE: prezzo dell'elettricità. PNG:	
prezzo del gas naturale. Both: prezzo dell'elettricità e del gas naturale	.239
4.4 - Figura 7. Costi ambientali totali per ciascun metodo	.241
4.4 - Figura 8. Confronto del risparmio totale con e senza esternalità nei diversi scenari di incentivazione	.242

4.5. ANALISI LCA DELLA FASE DI PRODUZIONE DI UNA CELLA A COMBUSTIBILE DI TIPO PEM PER USO DOMESTICO STAZIONARIO (CHP)

4.5 - Figura 1. Diagramma di flusso del processo di produzione della PEM	252
4.5 - Figura 2. Panoramica del sistema dei prodotti per la produzione di un elettrodo a membrana con carbone come	
supporto del platino	255
4.5 - Figura 3. Flow chart del sistema cella a combustibile PEM	258
4.5 - Figura 4. Diagramma a rete degli impatti calcolati con il metodo IPCC	261
4.5 - Figura 5. Profilo ambientale degli impatti percentuali su 1 unità PEM	262
4.5 - Figura 6. Profilo Profilo ambientale degli impatti percentuali dell'estrazione del Pt in SudAfrica. Metodo IPCC GWP 1	100a
	262
4.5 - Figura 7. Profilo ambientale degli impatti percentuali dell'estrazione del Pt in Russia. Metodo IPCC GWP 100a	263
4.5 - Figura 8. Impatti ambientali per la batteria calcolati con metodo ReCiPe MidPoint 2016	263
4.5 - Figura 9. Profilo ambientale del compressore per la categoria d'impatto "Terrestrial Ecotoxicity" con Metodo ReCiPe	ć
MidPoint	264

Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

4.5 - Figura 10. Profilo ambientale dei cavi per la categoria d'impatto "Terrestrial Ecotoxicity" con Metodo ReCiPe MidPoint	ī.
	264
4.5 - Figura 11. Confronto fra il GWP calcolato con il metodo IPCC fra acido esacloro platinico proveniente dal Sud Africa,	
proveniente dal mercato globale o dal mercato europeo2	265
4.5 - Figura 12. Diagramma a rete degli impatti calcolati con il metodo IPCC, per l'acido esacloro platinico ottenuto da Platini	0
riciclato dalle marmitte catalitiche di automobile2	265
4.5 - Figura 13. Confronto fra la PEM costruita con Pt SA&RU, Pt derivante dal mercato globale e Pt proveniente da riciclo,	
calcolato con il Metodo ReCiPe 2016 Midpoint, caratterizzazione2	266
4.5 - Figura 14. Confronto fra la PEM costruita con Pt SA&RU, Pt derivante dal mercato globale e Pt proveniente da riciclo,	
calcolato con il Metodo ReCiPe 2016 Endpoint, caratterizzazione2	266

4.6. ANALISI LCC DELLA FASE DI PRODUZIONE DI UNA CELLA A COMBUSTIBILE DI TIPO PEM PER USO CHP

4.6 - Figura 1. Monetizzazione delle categorie di impatto selezionate relative ad una PEM che utilizza Pt estratto dalle min	niere
	271
4.6 - Figura 2. Monetizzazione delle categorie di impatto selezionate relative ad una PEM che utilizza Pt riciclato dalle	
marmitte catalitiche	272
4.6 - Figura 3. Confronto dei danni economici percentuali per ciascuna categoria di impatto	272

4.7. ANALISI LCA CONSEQUENZIALE DI UN SISTEMA DI ACCUMULO IBRIDO IDRICO-ELETTRICO

4.7 - Figura 1. Flow Chart del macro-sistema di accumulo ibrido idrico-elettrico	274
4.7 - Figura 2. Flow Chart del micro-sistema di accumulo ibrido idrico-elettrico	275
4.7 - Figura 3. Confini del sistema. L'area in blu è relativa ai dati marginali e quindi quella considerata ai fini del calcolo	degli
impatti con l'approccio consequenziale	277
4.7 - Figura 4. Diagramma a rete del Global Warming Potential calcolato con il metodo IPCC del sistema ibrido idrico-e	lettrico
	279
4.7 - Figura 5. Istogramma dei valori di GWP calcolati con il metodo IPCC per il sistema ibrido idrico-elettrico	280
4.7 - Figura 6 Istogramma con i valori degli impatti calcolati con il metodo ReCiPe 2016 MidPoint	281

4.8. VALUTAZIONE ECONOMICA DELLE ESTERNALITÀ DI UN SISTEMA DI ACCUMULO IBRIDO IDRICO-ELETTRICO

4.8 - Figura 1. Monetizzazione degli impatti ambientali del sistema	.284
---	------



Indice delle Tabelle

Capitolo 3 SISTEMA DI ACCUMULO CONVENZIONALE

3.1 ANALISI LCA DEL SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A FLUSSO

Tabella 3.1. 1 - Parametri di funzionamento della fase di utilizzo della batteria	Tabella 3.1.	1 - Parametri di funzionamento della fase di utilizzo della batteria	
---	--------------	--	--

3.3 ANALISI LCC DEL SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A FLUSSO

Tabella 3.3. 1 Review dei principali studi economici sui costi totali di una RFB	76
Tabella 3.3. 2 - Stime dei prezzi per ciascuna delle componenti	80
Tabella 3.3. 3 - Valore atteso e deviazione standard del costo delle componenti della RFB semi organica	83
Tabella 3.3. 4 - Costo degli impatti ambientali secondo il metodo "Environmental Prices"	87
Tabella 3.3. 5 - Costi ambientali delle componenti della RFB semi-organica	88
Tabella 3.3. 6 - Costi ambientali delle componenti della RFB al vanadio	89

3.4 ANALISI LCA DEL SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A IONI DI LITIO

Tabella 3.4. 1 - Proprietà elettrochimiche delle diverse parti della batteria	95
Tabella 3.4. 2 - Inventario complessivo	95
Tabella 3.4. 3 - Performances della batteria calcolate in base alla Tabella 1 e 2	
Tabella 3.4. 4 Inventario dei sottocomponenti per 1 kg di batteria	
Tabella 3.4. 5 - Inventario della produzione di 1kg di impasto per l'elettrodo positivo	
Tabella 3.4. 6 - Inventario per la produzione di 1 kg di LiFe PO4	
Tabella 3.4. 7 - Inventario per la produzione di 1 kg di sottostrato per l'elettrodo positivo	
Tabella 3.4. 8 - Inventario per la produzione di 1 kg di impasto per l'elettrodo negativo	
Tabella 3.4. 9 - Inventario per la produzione di 1 kg di sottostrato per l'elettrodo negativo	
Tabella 3.4. 10 Inventario per la produzione di 1 kg di elettrolita	
Tabella 3.4. 11 - Inventario per la produzione di 1 kg di separatore	
Tabella 3.4. 12 - Inventario per la produzione di 1 kg di contenitore	
Tabella 3.4. 13 - Inventario per la produzione di 1 kg di imballaggio	
Tabella 3.4. 14 - Inventario per la produzione di 1 kg di BMS	

3.5 ANALISI LCC DEI COSTI AMBIENTALI PER UN SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A IONI DI LITIO

Tabella 3.5. 1	1 - Fattori di monetizzazione1	106
----------------	--------------------------------	-----

3.6 ANALISI LCA DEL SISTEMA DI ACCUMULO SUPERCAPACITOR

Tabella 3.6.	1 - Caratteristiche cella SPSCap1	13
Tabella 3.6.	2 - Inventario sistema di storage SC1	15
Tabella 3.6.	3 - Inventario soluzione elettrolitica1	20

3.7 ANALISI LCC DEL SISTEMA DI ACCUMULO SUPERCAPACITOR

Tabella 3.7. 1 - Prezzi delle componenti	136
--	-----

Capitolo 4 SISTEMA DI ACCUMULO NON CONVENZIONALE

4.1 LCA SU BIODIESEL DA OLI ESAUSTI DI CUCINA (WASTE COOKING OIL - WCO)



Tabella 4.1. 3 - Dati gruppo Elettrogeno	157
Tabella 4.1. 4 - Dati Combustibile	158
Tabella 4.1. 5 - Inventario dei flussi di input e output della fase d'uso con gruppo elettrogeno alimentato a bio	odiesel da WCO
e solo gasolio	159

4.2 LCC SU BIODIESEL DA OLI ESAUSTI DI CUCINA (WASTE COOKING OIL - WCO)

Tabella 4.2. 1 - Prezzo di mercato degli input di inventario	.164
Tabella 4.2. 2 - Costi totali interni	166
Tabella 4.2. 3 - Environmental prices per ognuna delle categorie di impatto ReCiPe Midpoint	.169

4.3 VALUTAZIONE COMPARATIVA DEL CICLO DI VITA DI DUE DIVERSI IMPIANTI DI COGENERAZIONE COSTITUITI DA UNA CELLA A COMBUSTIBILE SOFC CON ACCUMULO DI ENERGIA TERMICA INTEGRATO IN UNA NANOGRID COSTITUITA DA UNA CASA UNIFAMILIARE

Tabella 4.3. 1 - Caratteristiche principali delle celle a combustibile simulate	192
Tabella 4.3. 2 - Principali risultati energetici ed economici	197

4.4. ANALISI ECONOMICA DI DUE SISTEMI A COGENERAZIONE BASATI SU IDROGENO, COMPRENDENTE GLI INCENTIVI ALLE COMUNITÀ ENERGETICHE E IL CALCOLO DELLE ESTERNALITÀ

Tabella 4.4. 1 - Dati caso studio	
Tabella 4.4. 2 - Richiesta e produzione energetica da [14]	223
Tabella 4.4. 3 - Costi dei componenti inclusi durata e manutenzione	226
Tabella 4.4. 4 - Flussi energetici negli scenari NM	229
Tabella 4.4. 5 - Flussi energetici relativi a scenari di gruppi di autoconsumatori	231
Tabella 4.4. 6 - Fattori di monetizzazione	234
Tabella 4.4. 7 - Punteggi LCA calcolati con il metodo ReCiPe 2008 Midpoint	240

4.5. ANALISI LCA DELLA FASE DI PRODUZIONE DI UNA CELLA A COMBUSTIBILE DI TIPO PEM PER USO DOMESTICO STAZIONARIO (CHP)

Tabella 4.5. 1 - LCI del processo di produzione del H2PtCl6	253
Tabella 4.5. 2 - LCI per il processo di produzione di un elettrocatalizzatore in polvere con carbon black come supporto	253
Tabella 4.5. 3 LCI per il processo di produzione dell'elettrodo a diffusione di gas con carbon black come polvere	
elettrocatalitica	255
Tabella 4.5. 4 - LCI per il processo di produzione di una membrana elettrolitica polimerica	257
Tabella 4.5. 5 - LCI per il processo di assemblaggio dell' elettrodo a membrana	257
Tabella 4.5. 6 - LCI del processo di produzione della piastra di flusso bipolare	259
Tabella 4.5. 7 - LCI del processo di produzione di una unità di stack per una cella	259
Tabella 4.5. 8 - LCI della fase di assemblaggio di una cella a combustibile PEM da 10kW	260

4.6. ANALISI LCC DELLA FASE DI PRODUZIONE DI UNA CELLA A COMBUSTIBILE DI TIPO PEM PER USO CHP

Tabella 4.6. 1 - Fattori di monetizzazione equivalenti alla media di tutti i fattori di monetizzazione presenti in letteratura perciascuna categoria (Amadei, 2021)onetizzazione..270

4.8. VALUTAZIONE ECONOMICA DELLE ESTERNALITÀ DI UN SISTEMA DI ACCUMULO IBRIDO IDRICO-ELETTRICO

Tabella 4.8. 1 - Fattori di monetizzazione equivalenti alla media di tutti i fattori di monetizzazione presenti in letteratura	per
ciascuna categoria (Amadei, 2021)	283



EXECUTIVE SUMMARY

Il ruolo di UniSI all'interno del progetto ComESto ha riguardato lo sviluppo di valutazioni economiche ed ambientali, basate su un approccio di tipo Life Cycle Costing Analysis (LCCA) e Life Cycle Assessment (LCA), relative alle varie tecnologie sviluppate con l'obiettivo di calcolare gli impatti dei relativi prodotti e processi, per individuare le eventuali criticità e suggerire scenari di implementazione per operare miglioramenti in un'ottica di eco-efficienza.

L'analisi del ciclo di vita (LCA) rappresenta uno strumento di gestione volto a identificare in maniera quantitativa gli impatti ambientali di un prodotto, di un processo o di un'attività, durante l'arco temporale che va dall'estrazione dei materiali per la produzione fino alla dismissione, ovvero ciò che viene definito "ciclo di vita". L'analisi si svolge tramite la quantificazione dell'utilizzo delle risorse ("immissioni" come energia, materie prime, acqua) e delle emissioni nell'ambiente (in aria, in acqua e nel suolo) associate al sistema oggetto della valutazione.

In particolare, l'attività 1.8 si è focalizzata sull'analisi LCA dei diversi sistemi di accumulo coinvolti nel progetto, in modo tale da costruire i "pezzi" necessari per l'analisi di configurazioni della nanogrid, prevista dall'attività 1.9.

All'interno di ComESto i sistemi di accumulo studiati sono classificati in due categorie:

i) sistemi di accumulo convenzionale cioè quelle convenzionalmente più usati come, per esempio, le tecnologie elettrochimiche ed elettrostatiche (batterie a litio, batterie a flusso e supercapacitori)
ii) sistemi di accumulo non convenzionale, cioè le soluzioni di accumulo dell'energia elettrica sotto forma di altri vettori, come le celle a combustibile, l'accumulo ibrido idrico-elettrico, accumulo via biodiesel da oli esausti di cucina e l'accumulo termico.

La strategia complessiva del life cycle thinking è stata applicata, partendo dalla fase di produzione, a tutti i sistemi che vengono progettati e realizzati all'interno del progetto (per es. le batterie a flusso, i supercapacitors) ma anche a quelli il cui know-how risulta elevato da parte dei partner (per es. il sistema ibrido CHP di cella a combustibile SOFC con accumulo termico). Si è inoltre effettuata l'analisi della fase di produzione anche di tutti i sistemi di accumulo che sarebbero stati coinvolti nelle configurazioni più promettenti della nanogrid, come le celle a combustibile PEM e la batteria al litio. In questi casi l'inventario per l'analisi LCA della fase di assemblaggio è stato reperito da dati di letteratura, opportunamente scalati e adattati ai componenti presenti in ComESto, utilizzando le informazioni fornite dai partner responsabili dell'allestimento della nanogrid. Inoltre, tutti i dati secondari presenti nell'analisi sono stati aggiornati alle versioni più recenti dei database, acquisiti appositamente con i fondi di progetto. Per i sistemi di accumulo di cui si sono potuti ottenere dati riguardanti i flussi energetici durante l'utilizzo, si è proceduto anche all'analisi della fase d'uso (per esempio nel caso del sistema ibrido CHP basato su cella a combustibile SOFC/accumulo termico). In tutti i casi il tipo di analisi LCA è stata convenzionale (detta attribuzionale). Nel caso in cui dati erano modellati in un'ottica di mercato futuro a breve/lungo termine, l'analisi LCA è stata effettuata con un approccio innovativo detto consequenziale (sistema ibrido idrico/elettrico).



In una prima fase l'attività si è concentrata nell'individuazione delle criticità e degli aspetti specifici delle varie tecnologie di accumulo; a questa fase ha seguito la raccolta dati (sia primari, dai partner di progetto, che dalla letteratura di riferimento) tramite l'utilizzo di questionari creati allo scopo, a cui ha fatto seguito l'analisi ed interpretazione dei risultati.

Nello svolgimento delle attività previste, si è proceduto prima all'analisi ambientale, a valle della quale è stata effettuata l'analisi economica, con l'obiettivo finale di avere una valutazione ambientale-economica delle diverse tecnologie di accumulo energetico. Infatti, la Life Cycle Costing Analysis (LCC) parte dagli stessi inventari ottenuti con la LCA; nel caso di ComESto l'analisi dei costi di produzione è stata fatta sui sistemi la cui fase di produzione era interna al progetto (es. batterie a flusso, supercapacitors). Per gli altri si è operata limitatamente all'assemblaggio del sistema (sistema ibrido CHP basato su cella a combustibile SOFC/accumulo termico), oppure alle sole esternalità cioè si è calcolato il costo teorico che la società deve sostenere per rimediare i danni degli impatti ambientali.

L'analisi ambientale effettuata all'interno del progetto ComESto ha pportato a risultati molto interessanti, a partire dai sistemi di accumulo convenzionale, come nel caso delle batterie a flusso prodotte dal partner di progetto GES, utilizzando un prodotto semiorganico come elettrolita. L'analisi è stata effettuata comparando il ciclo di vita con quello di una più comune batteria a flusso redox al vanadio. Si è dimostrato un vantaggio ambientale dall'adozione di un elettrolita semiorganico rispetto all'elettrolita al vanadio, anche se occorre prestare molta attenzione al metodo di produzione della componente organica della soluzione elettrolitica, poiché la via di sintesi risulta cruciale dal punto di vista ambientale. Inoltre, questo studio ha mostrato anche come la LCA possa essere uno strumento importante per la previsione delle criticità ambientali quando si passa alla fase industriale di un determinato prodotto e i risultati sono stati pubblicati nel 2021 sulla rivista *Journal of Cleaner Production.* Per quanto riguarda l'aspetto economico, oltre che all'analisi di mercato per le batterie a flusso (effettuata dal partner GES), è stata effettuata anche la LCC: la batteria che utilizza una soluzione acquosa di vanadio ha costi interni più alti a causa dell'elettrolita V₂O₅. Ai risparmi nella componente elettrolitica la RFB semi-organica si vanno ad aggiungere quelli risultanti dall'analisi dei costi ambientali che sono anch'essi inferiori.

Per quanto riguarda la batteria al litio l'analisi è stata effettuata sulla fase di produzione utilizzando dei dati di letteratura opportunamente scalati sulla batteria presente nella nanogrid di progetto. Inoltre, i dati di inventario reperiti in letteratura sono stati integrati con dettagli, sia estrapolati da altri articoli più recenti che da database aggiornato. L'analisi ha mostrato che nella fase di produzione le parti che hanno un impatto più elevato derivano dalla componentistica elettronica e da alcuni materiali polimerici legati alla fabbricazione dell'elettrodo positivo. Di conseguenza anche il calcolo dei costi ambientali ricalca tale andamento: il più impattante risulta essere il BMS, seguito dall'elettricità per i processi, il cell container e i materiali per la costruzione dell'elettrodo positivo.

I risultati sui supercapacitori hanno messo in evidenza la severità dell'energia di processo e della produzione delle celle di SC nella valutazione complessiva del sistema di accumulo. Come anche nel caso di altri sistemi, la gravità riscontrata per l'energia elettrica è da attribuire non solo agli elevati valori in gioco nel processo di produzione, ma anche al mix elettrico nazionale del Paese produttore delle celle singole. Una ricollocazione della produzione dei componenti elementari in Italia (o in altri Paesi dell'Unione Europea) sarebbe auspicabile dal punto di vista ambientale. Inoltre, l'ingente



utilizzo di alluminio nei *current collectors* è responsabile della severità in diverse categorie di danno ambientale. Una strategia di *eco-design* dovrebbe prevedere l'ottimizzazione o la parziale sostituzione di questo materiale negli elettrodi. Parte integrante dell'analisi ambientale è stato anche lo studio approfondito della soluzione elettrolitica. L'analisi ha mostrato che la *route* sintetica, che prevede l'utilizzo di un sale di metallo, è ambientalmente più sostenibile. L'analisi LCC ha mostrato per il supercapacitore analizzato nell'ambito del progetto ComEsto un costo ben al di sotto della media dei costi presentati negli altri studi effettuati in letteratura. Il costo più elevato tra le componenti che vanno a costituire il supercapapacitore, è quello del sale dell'elettrolita. Differentemente da altri sistemi, i costi ambientali totali per la produzione sono dati da driver diversi rispetto a quelli che pesano sui costi effettivi: infatti, i principali costi ambientali sono attribuiti agli elettrodi e alla componente energetica elettrica e termica necessaria nelle fasi di produzione, mentre l'elettrolita e il rayon (che hanno i costi reali maggiori) hanno costi ambientali minori (3% del totale dei costi ambientali).

Altrettanto interessanti i risultati ottenuti sui sistemi di accumulo non convenzionale. Fra questi il più impegnativo ha riguardato le celle a combustibile per la produzione di idrogeno. Le celle a combustibile possono essere di due tipi: a ossidi solidi (dette SOFC) oppure a membrana (dette PEM). Molto articolato è stato lo studio LCA ed LCC comparativo del ciclo di vita di due diversi impianti di cogenerazione costituiti da: una cella a combustibile SOFC alimentata a gas naturale in un caso e una cella a combustibile reversibile nell'altro, corredate di un sistema con accumulo termico, il tutto integrato in una nanogrid costituita da una casa unifamiliare. Lo studio si è avvalso di una collaborazione scientifica con altri partner di progetto: ENEA ed FBK. È stato dimostrato che la produzione di energia elettrica è molto più elevata nella SOFC alimentata a gas naturale, per via del funzionamento continuo, con un autoconsumo molto più elevato. Invece, nel caso della reversibile durante le stagioni fredde gran parte dell'energia elettrica necessaria per alimentare i carichi deve essere acquisita dalla rete esterna; però nello scenario in cui l'energia elettrica dalla rete proviene unicamente dal fotovoltaico, l'impiego nella nanogrid del sistema a microcogenerazione basato su SOFC reversibile diventa favorevole in termini di emissioni di gas serra. Infine, è stato dimostrato che, nel breve periodo, le SOFC alimentate con gas naturale presentano vantaggi economici e ambientali rispetto alle SOFC reversibili con stoccaggio di idrogeno. Questa tecnologia sarà particolarmente utile nella fase di transizione da un sistema energetico basato sui combustibili fossili a una società dell'energia pulita. D'altra parte, i risultati hanno anche mostrato il potenziale delle SOFC reversibili in termini di prestazioni ambientali quando l'energia rinnovabile viene utilizzata per la produzione di idrogeno. Infatti, il sistema basato su SOFC reversibile diventerà sempre più competitivo insieme alla diffusione della generazione distribuita di energia elettrica rinnovabile e con una maggiore quota di energia rinnovabile nel mix energetico del Paese. Il presente studio è stato pubblicato sulla rivista Applied Energy. Anche la relativa analisi economico-ambientale LCC, che è stata pubblicata sullo Special Issue "Environmental Aspects and Impacts of Hydrogen Technologies" della rivista Energies, ha dato risultati molto interessanti specialmente per quanto riguarda l'aspetto degli incentivi nei confronti delle comunità energetiche. I risultati mostrano che la performance economica della fase operativa, ottiene risparmi per la SOFC alimentata a gas naturale, rispetto al caso base (cioè senza pannello e sistemi di accumulo), in tutte le configurazioni. Al contrario, il sistema SOFC reversibile porta a un risparmio solo quando viene installato dietro il contatore



(configurazione "behind the meter") e viene applicato l'incentivo solo creato per le comunità energetiche. Il layout SOFC reversibile, infatti prevede essenzialmente un sistema di accumulo di energia, che consente di aumentare l'utilizzo dell'energia solare e massimizzare l'autoconsumo. Tale gestione delle energie rinnovabili è coerente con il perimetro degli incentivi per le comunità eneretiche e, pertanto, è premiata dal sistema incentivante. D'altra parte, il sistema SOFC a gas naturale produce energia elettrica utilizzando combustibili fossili e le sue prestazioni economiche sono massimizzate in uno schema che incoraggia la produzione di energia, come nel sistema di "scambio sul posto". Sebbene gli incentivi alle comunità energetiche rendano redditizia l'adozione della SOFC reversibile, un layout composto da SOFC a gas naturale rimane comunque il più vantaggioso. Per quanto riguarda i costi ambientali, la monetizzazione delle esternalità mostra che il costo ambientale del sistema SOFC alimentato a gas naturale è il più basso tra le alternative, seguito dal caso base e, infine, dal sistema SOFC reversibile. Ciò porta ad un aumento del risparmio annuale del sistema SOFC a gas naturale di circa il 50% ogni anno. In generale, le tecnologie dell'idrogeno e hanno attualmente un buon livello di maturità ma per diventare competitive ai fini commerciali necessitano di investimenti che offrano stabilità a lungo termine. Tali iniziative (incentivi governativi, investimenti nella ricerca, ecc.) possono portare l'idrogeno e le celle a combustibile a raggiungere costi e prestazioni migliori, come è stato fatto nel caso di tecnologie come il solare fotovoltaico.

Anche delle celle a combustibile di tipo PEM è stata fatta l'analisi LCA ed LCC. Poiché nel progetto si è proceduto al loro acquisto e quindi non era conosciuta nel dettaglio una fase di produzioni, i dati per l'inventario del suo assemblaggio sono stati presi da letteratura. I dati sono stati scalati ed aggiornati con il database più recente. I risultati hanno dimostrato come la tecnologia PEM sia interessante dal punto di vista degli impatti solo se alcuni materiali (soprattutto il platino) provengano da un mercato in cui sia prevista una quota importante di riciclo. Visto che la PEM è stata acquistata per l'impianto ComESto, anche l'analisi economica è stata fatta solo sulle esternalità cioè solo sui costi ambientali, confermando che l'utilizzo di platino riciclato dalle marmitte catalitiche provoca una riduzione del danno economico ambientale delle PEM maggiore del 90%.

Nel caso del sistema di accumulo attraverso lo stoccaggio di biodiesel ricavato da oli esausti di cucina, sono stati individuati diversi punti critici, sia nella fase di preparazione che nella fase di raccolta. Infatti, la fase più impattante della produzione è risultata essere la reazione di transesterificazione, sia per l'eredità ambientale dei reagenti, che per la necessità di energia per le operazioni. Per rendere i risultati più vicini a un sistema industriale è stato utilizzato un inventario mediato dalla letteratura. Per quanto riguarda la fase di raccolta è stato dimostrato come questa può divenire molto gravosa dipendentemente dal percorso effettuato. Anche per fase d'uso, utilizzando i dati ottenuti dal gruppo elettrogeno di ComESto, si è dimostrato che l'utilizzo del biodiesel da oli esausti di cucina è più conveniente ambientalmente di quello ottenuto da colza e naturalmente del biodiesel fossile. L'analisi economica ha denotato una sostanziale uguaglianza nei costi ambientali relativi alle tre fasi del processo.

Un approccio LCA di tipo innovativo è stato invece applicato per l'analisi del sistema di accumulo ibrido idrico-elettrico. Esistono infatti due modelli di LCA, quello utilizzato per quasi tutto il Progetto e cioè la LCA attribuzionale e quella consequenziale. Il modello attribuzionale è quello convenzionale – già formalizzato negli anni '90 (Iso 14040) che fornisce un quadro statico degli impatti associati a tutti i processi inclusi nei confini del sistema oggetto di studio. Il modello consequenziale invece,



definito formalmente solo nel 2011, è stato sviluppato per consentire i collegamenti tra modelli ambientali ed economici. Lo scopo di tale modello è quantificare le conseguenze di interventi effettuati per la mitigazione dell'impatto a carico del sistema oggetto di studio. Gli studi consequenziali includono non tanto i processi del reale (o proposto) sistema produttivo, quanto quelli che hanno più probabilità di rispondere a un cambiamento della domanda a seguito delle decisioni prese per ridurre l'impatto ambientale (sistemi marginali). I risultati hanno mostrato che l'ottimizzazione del macrosistema risulta conveniente dal punto di vista ambientale. I dati dell'analisi LCC sulle esternalità segue gli stessi andamenti dell'analisi ambientale. Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

1. INTRODUZIONE

Nell'agenda delle priorità degli organi nazionali e sovranazionali c'è ormai da anni il raggiungimento di un sistema energetico ad "emissioni zero", il quale si può ottenere solo tramite una necessaria fase di transizione energetica, di fatto già iniziata. Tale transizione è caratterizzata da una progressiva decarbonizzazione del settore energetico, industriale e della mobilità. Questi obiettivi non potranno attuarsi se non tramite un continuo aumento della penetrazione (ovvero della diffusione) di sistemi di generazione da fonti energetiche rinnovabili (FER), da un massiccio incremento dell'efficienza energetica e da un maggiore utilizzo dell'energia elettrica per coprire i fabbisogni tradizionalmente demandati all'impiego diretto dei combustibili fossili (in primis riscaldamento domestico e mobilità su gomma).

In un futuro scenario, dove le FER giocheranno un ruolo sempre più importante, è fondamentale considerare l'intrinseca non programmabilità, l'incertezza nella predicibilità della capacità di generazione di energia e la mancata coincidenza temporale tra produzione e domanda delle FER. In tale scenario, i sistemi di accumulo energetico svolgeranno il ruolo di cerniera in questo continuo "inseguimento" della condizione di equilibrio tra generazione e carico. In altre parole, saranno proprio loro gli elementi preposti a garantire gli standard di affidabilità, adeguatezza, sicurezza e resilienza dei sistemi elettrici. Al riguardo la Comunità Europea individua nella sua roadmap verso un nuovo sistema energetico (Energy Union Strategy - EUS) ["A framework strategy for a resilient energy union with a forward-looking climate change policy" EUR-Lex, Brussels, 2015] l'obiettivo di raggiungere un sistema energetico ad "emissioni zero", dove le misure e gli interventi per realizzarlo siano anche un'opportunità di sviluppo economico e di crescita occupazionale per gli stati membri.

In questo ambito risulta molto interessante l'applicazione delle cosiddette Smart Grids, ovvero soluzioni evolute di sistemi ibridi capaci di gestire più tipologie di sorgenti di generazione e/o sistemi di accumulo. Lo sviluppo di tali reti smart racchiude interessanti potenzialità sia per i gestori ed operatori delle reti elettriche, sia per le aziende che operano nel settore dell'energia, sia per chi opera nel campo delle tecnologie abilitanti, per la gestione avanzata degli utenti di quella parte dell'impianto che si definisce "behind the meter".

Nell'ambito del progetto ComESto la smart grid ha l'architettura di una nanogrid. Una nanogrid è definita come un sistema ibrido di alimentazione elettrico a servizio di una singola utenza/unità immobiliare con una potenza nominale di massimo 5 kW, se in area priva di rete di distribuzione, oppure sino a 100 kW, se connessa alla rete elettrica; in entrambi i casi la nanogrid è in grado di alimentare i carichi in isola, ovvero senza supporto da rete esterna. Nella nanogrid si avrebbero diversi punti (presso gli utenti coinvolti) di generazione e/o di accumulo di energia, ciò equivale ad un sistema dove la generazione e/o l'accumulo è dislocato, ovvero distribuito, su tutta la rete, piuttosto che centralizzato come avviene nelle reti elettriche tradizionali. In questo contesto di generazione ed accumulo distribuito, il cittadino-utente può avere sia il ruolo di Consumer, ovvero dotato di accumulo ma non generazione, che di Prosumer, cioè dotato sia di generazione che di accumulo. La possibilità, quindi, di poter gestire con un unico sistema (la nanogrid) diverse tipologie di generazione e di sistemi di accumulo, costituisce un'importante opportunità di coinvolgimento del singolo cittadino.



Considerando per il futuro una diffusione massiva e distribuita di sistemi d'accumulo, il progetto si pone l'obiettivo di realizzare una nanogrid, relativa ad una comunità di utenti e gestito in forma aggregata, cioè in cui sono coinvolti Prosumers e Consumers ed i cui impianti sono sia gestiti in tempo reale, utilizzando programmi di Demand Response (DR), che capaci di coordinarsi con i sistemi di generazione da FER e gli accumuli dei Producer. La finalità è quella di rendere l'utente finale attore consapevole e proattivo della gestione dei propri consumi, massimizzando l'uso di energia derivante da FER ed ottimizzando il processo produzione-domanda, al fine di conseguire una maggiore efficienza, e quindi una convenienza economica negli usi finali dell'energia. È quindi possibile incentivare la nascita e lo sviluppo di vere e proprie "comunità energetiche", aggregando in forma di "comunità" (**Com**munity **E**nergy **Sto**rage) la gestione dei sistemi di accumulo distribuiti, ciò per massimizzare il ritorno economico di Producers e di cittadini, sia Prosumers che Consumers. Nella creazione della Community Energy Storage il progetto svilupperà una specifica piattaforma hardware e software e si avvarrà di infrastrutture Cloud.

L'Università di Siena, nello specifico il gruppo di lavoro coordinato dalla Dottoressa M.C. Baratto con la supervisione esterna del Senior Professor R. Basosi, è responsabile della analisi di valutazione dell'impatto economico ed ambientale delle tecnologie sviluppate all'interno del progetto ComESto con approccio di tipo LCA (Life Cycle Assessment) ed LCC (Life Cycle Costing). L'obiettivo è calcolare i profili delle soluzioni tecnologiche più promettenti ed effettuare l'analisi delle prestazioni energetiche e ambientali dei relativi prodotti e processi. Ciò con la finalità di proporre ulteriori, eventuali implementazioni e miglioramenti in un'ottica di eco-efficienza. L'obiettivo finale è quello di verificare l'effettiva convenienza ambientale delle soluzioni tecnologiche identificate, in accordo con gli standard internazionali definiti dalla serie ISO 14040, e stimare le prestazioni energetico-ambientali, fornendo indicazioni essenziali per l'ottimizzazione dei sistemi e per la scelta dei sistemi di accumulo. La realizzazione degli studi di tipo Life Cycle Costing e Life Cycle Analysis, condotti durante lo svolgimento dell'assegno di ricerca, consentirà una valutazione delle soluzioni innovative messe a punto in ComESto, per la gestione evoluta ed efficiente di sistemi multi-generativi in presenza di accumulo energetico distribuito, in termini di individuazioni degli eco-profili, indirizzati al conseguimento del migliore trade-off tecnicoeconomico-ambientale. Nella Figura 1. è riportata una rappresentazione schematica della attività di Unisi nel progetto.





1 - Figura 1. Rappresentazione schematica delle attività di analisi LCA nel progetto ComESto

All'interno di ComESto i sistemi di accumulo studiati sono classificati in due categorie:

- 1) sistemi di accumulo convenzionale; in questa categoria ricadono le tecnologie elettrochimiche ed elettrostatiche convenzionalmente più usate batterie a litio, batterie a flusso e supercapacitori;
- sistemi di accumulo non convenzionale; in questa categoria ricadono le soluzioni di accumulo dell'energia elettrica sotto forma di altri vettori e soluzioni basate sulla mobilità elettrica – celle a combustibile, accumulo idrico, accumulo via biodiesel, accumulo termico e Vehicle to Grid (V2G).

Le analisi LCA ed LCC riguarderanno i differenti sistemi di accumulo energetico, presi singolarmente, per valutarne le intrinseche performance economico-ambientali. In secondo luogo, tali valutazioni saranno estese, dove possibile, ai sistemi integrati in un contesto di nanogrid. In una prima fase l'attività si concentrerà nell'individuazione delle criticità e degli aspetti specifici delle varie tecnologie di accumulo, a questa fase segue la raccolta dati (sia primari, dai partner di progetto, che dalla letteratura di riferimento), a cui fa seguito l'analisi ed interpretazione dei



risultati. Nello svolgimento delle attività previste, si procederà prima all'analisi ambientale, a valle della quale è previsto il complemento dell'analisi economica, con l'obiettivo finale di avere una valutazione ambientale-economica delle diverse tecnologie di accumulo energetico.

L'attività ha portato ad una serie di valutazioni economiche ed ambientali, relative alle varie tecnologie sviluppate con l'obiettivo di calcolare i profili delle soluzioni tecnologiche più promettenti ed effettuare l'analisi delle prestazioni energetiche e ambientali dei relativi prodotti e processi, per proporre ulteriori eventuali implementazioni e miglioramenti in un'ottica di ecoefficienza.

2. METODOLOGIA UTILIZZATA: LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA) E LIFE CYCLE COSTING (LCC)

La Life Cycle Assessment (LCA), conosciuta in Italia come analisi del ciclo di vita, può essere considerata come l'evoluzione della tecnica di analisi energetica, i cui primi esempi di applicazione risalgono alla fine degli anni 60, quando alcune grandi industrie hanno cominciato a rivolgere un interesse particolare ai temi del risparmio delle risorse (energia e materiali) e del contenimento delle emissioni nell'ambiente.

L'analisi del ciclo di vita (*Life Cycle Assessment*, LCA) rappresenta uno strumento di gestione ambientale volto a identificare in maniera quantitativa gli impatti ambientali di un prodotto, processo o di un'attività durante tutto il suo ciclo di vita, tramite la quantificazione dell'utilizzo delle risorse ("immissioni" come energia, materie prime, acqua) e delle emissioni nell'ambiente ("emissioni" nell'aria, nell'acqua e nel suolo) associate al sistema oggetto della valutazione.

Fino ad oggi si sono sviluppate diverse metodologie per l'analisi LCA: la standardizzazione di questi metodi è stata compiuta da "SETAC" (Society of Environmental Toxicology and Chemistry, [1993] e da "ISO" (International Standard Organisation): quest'ultima ha definito ed emanato una norma che offre riferimenti per la corretta applicazione dell'analisi del ciclo di vita (norma europea UNI EN ISO 14040, approvata dal CEN, Comitato Europeo di Normazione, il 29 giugno 1997).

La definizione proposta da SETAC per l'LCA è la seguente:

"La LCA è un processo che permette di valutare gli impatti ambientali associati ad un prodotto, processo o attività, attraverso l'identificazione e la quantificazione dei consumi di materia, energia ed emissioni nell'ambiente e l'identificazione e la valutazione delle opportunità per diminuire questi impatti. L'analisi riguarda l'intero ciclo di vita del prodotto ("dalla culla alla tomba"): dall'estrazione e trattamento delle materie prime, alla produzione, trasporto e distribuzione del prodotto dopo l'uso". [SETAC (1993), Guidelines Life Cycle Assessment: a code of practice – SETAC Brussels].

Da questa definizione risulta evidente come il concetto di valutazione che sta alla base del metodo, sia strettamente connesso con quello di confronto, per cui oggi la LCA viene specificatamente sfruttata per la comparazione degli effetti ambientali di due o più prodotti diversi, di gruppi di prodotti, di sistemi e procedure, oltre a fornire il supporto necessario



all'individuazione di eventuali criticità ambientali nelle merci e nei servizi definendo, in seconda battuta, strategie utili al miglioramento della loro eco-compatibilità.

Se paragonata ad altri strumenti di valutazione, la tecnica LCA è particolarmente apprezzata per il suo approccio esauriente del ciclo di vita. Questo permette, non solo di identificare quali fasi del ciclo di vita causano gli impatti principali, ma anche di intraprendere azioni per ridurre gli impatti. Grazie a ciò, la metodologia LCA è considerata uno strumento efficace per ottimizzare e migliorare prodotti e processi.

La LCA si fonda su un unico principio: un prodotto, così come un servizio, va "seguito" ed analizzato in ogni fase della sua vita, dalla culla alla tomba (*from cradle to grave*), poiché ogni azione associata ad una fase può avere riflessi su fasi precedenti o successive.

DESCRIZIONE GENERALE

Attraverso uno studio LCA è possibile individuare le fasi in cui si concentrano maggiormente le criticità ambientali di un processo produttivo e le informazioni necessarie per realizzare gli interventi di miglioramento. Si tratta pertanto di uno strumento adatto a perseguire iniziative di sviluppo sostenibile, permettendo di valutare, in un'ottica di bilancio complessivo del processo, gli impatti ambientali potenziali connessi all'introduzione di innovazioni tecnologiche o di processo in un ciclo produttivo.

La LCA dimostra la sua grande utilità in quanto strumento accettato dalla comunità scientifica internazionale e riconosciuto idoneo per l'identificazione delle strategie necessarie alle imprese per divenire ambientalmente efficienti in termini di riduzione del consumo di risorse ed energia e di minimizzazione degli effetti sull'ambiente secondo gli attuali standard mondiali.

L'elaborazione di una LCA, secondo la procedura indicata da SETAC, si articola essenzialmente in quattro fasi:

1) Definizione dell'obiettivo e del campo di applicazione dello studio (Goal and Scope Definition):

è la fase preliminare in cui vengono definiti le finalità dello studio, i criteri di acquisizione dei dati, l'unità funzionale, i confini del sistema studiato, il fabbisogno di dati, le assunzioni ed i limiti

2) Analisi dell'inventario (Life Cycle Inventory – LCI):

è la prima fase operativa, dedicata allo studio del ciclo di vita del processo o attività; lo scopo principale è quello di ricostruire il flusso dell'energia e dei materiali che permettono il funzionamento del sistema produttivo in esame e dei relativi sottoprocessi;

3) Valutazione degli impatti (Life Cycle Impact Assessment – LCIA):

è lo studio dell'impatto ambientale provocato dal processo o dall'attività, ed ha lo scopo di evidenziare l'entità delle alterazioni ambientali generate a seguito dei consumi di

risorse e delle emissioni calcolate nell'inventario;

4) Analisi dei risultati e valutazione dei miglioramenti (Life Cycle Interpretation):

è la parte conclusiva di una LCA, facoltativa nella procedura delineata dalle normative ISO, che ha lo scopo di evidenziare i cambiamenti necessari a ridurre l'impatto ambientale dei processi o attività considerati, proponendo alternative, valutandole in maniera iterativa con la stessa metodologia.



La descrizione della struttura concettuale dell'Analisi del Ciclo di Vita è riportata all'interno del documento UNI ISO 14040.

Definizione degli scopi, degli obiettivi e del campo di applicazione (*Goal Definition and Scope*) (ISO 14041)

Il primo passo fondamentale per l'applicazione della Valutazione del Ciclo di Vita è quello di definire l'obiettivo dello studio ed il relativo campo di applicazione.

Obiettivo dello studio: significa identificare, senza alcuna ambiguità, le ragioni per cui tale studio viene realizzato e i soggetti a cui lo studio deve essere rivolto, ovvero a cui devono essere comunicati i relativi risultati.

Campo di applicazione dello studio: processo di tipo iterativo che, tramite l'acquisizione di un numero di dati e di informazioni sul sistema dello studio, consente di identificare l'ambito da analizzare in funzione degli obiettivi da perseguire.

Definire il campo di applicazione significa tracciare i confini entro i quali effettuare l'analisi e caratterizzare le unità di processo da includere nel sistema.

Tale operazione deve essere condotta in modo tale che i flussi in ingresso e in uscita dal sistema siano flussi elementari, ovvero flussi di materia e di energia prelevati o scaricati nell'ambiente circostante senza alcuna trasformazione operata dall'uomo.

Per il campo di applicazione si considerano i seguenti argomenti rilevanti:

Funzioni del sistema.

Rappresentano le caratteristiche e le prestazioni del prodotto/processo.

<u>Unità funzionale</u>.

"L'unità funzionale costituisce una misura della prestazione del flusso in uscita. Il suo scopo principale è di fornire un riferimento a cui legare i flussi in entrata e in uscita. Tale riferimento è necessario per consentire la comparabilità dei risultati di una LCA. Tale comparabilità è particolarmente critica quando si valutano sistemi differenti, perché ci si deve assicurare che i confronti siano fatti su una base analoga. Un sistema può avere un gran numero di funzioni possibili e la funzione scelta per lo studio dipende dall'obiettivo e dal campo di applicazione. La corrispondente unità di misura deve essere definita e misurabile" (ISO 14040).

L'unità funzionale, quindi, indica il riferimento rispetto al quale tutti i dati che compongono il bilancio ambientale del sistema in esame saranno normalizzati. Deve essere rappresentativa di una prestazione quantificabile e oggettivamente riscontrabile di un prodotto e/o processo, al fine di consentire la comparabilità dei risultati della LCA. La scelta di tale unità è arbitraria e dipende essenzialmente dallo scopo per cui i sottosistemi e il sistema sono stati progettati.

Confini del sistema.

I confini della ricerca descrivono il sistema in esame, definendo i processi e le operazioni e individuando gli input e gli output da prendere in considerazione.

È utile rappresentare attraverso un diagramma di flusso le unità di processo e le loro interrelazioni. La scelta del confine dell'analisi deve essere adeguatamente motivata e sempre segnalata nello studio.

Analisi di inventario (Life Cycle Inventory, LCI) (ISO 14041)



La redazione dell'inventario è la fase più impegnativa di un'analisi LCA. È importante costruire un diagramma di flusso, opportunamente dettagliato, delle operazioni che concorrono a formare il sistema considerato: vengono riportati tutti i flussi di energia e di materie del sistema in esame, normalizzati all'unità funzionale.

La valutazione d'impatto (Life Cycle Impact Assessment, LCIA) (ISO 14042)

È lo studio dell'impatto ambientale provocato dal processo o attività che ha lo scopo di evidenziare l'entità delle modificazioni generate a seguito dei rilasci nell'ambiente e dei consumi di risorse calcolati nell'inventario.

Questa valutazione possiede come matrice di base l'inventario dell'oggetto in esame; si passa da un elenco di dati per nulla leggibili e comprensibili, ad una serie di informazioni che iniziano ad essere maggiormente interpretabili e quindi più utili a colui che prende decisioni di carattere ambientale e legislativo. Questi risultati di più immediata comprensione permetteranno in seguito di definire i miglioramenti ambientali da apportare al sistema dello studio.

Nelle suddette norme ISO si legge: "il fine dell'LCA è valutare i risultati dell'analisi dell'inventario del ciclo di vita (LCI) di un sistema di prodotto, per comprendere meglio la loro significatività ambientale ". In via di principio le ISO adottano la metodologia denominata "a fase multipla" già prevista dalla SETAC, per distinguerla da quella "a fase singola" che oggi riveste un'importanza minore.

Il metodo "a fase multipla" consiste nell'associare quantitativamente tutti i consumi delle risorse ed i rilasci ambientali a determinate categorie d'impatto (eutrofizzazione delle acque, formazione di smog fotochimico, impoverimento dell'ozono stratosferico, ecc.) che saranno successivamente stimate assegnando loro un peso fino a giungere alla determinazione dell'indicatore ambientale finale, somma degli indicatori delle singole categorie d'impatto. Tale approccio si articola in quattro momenti principali:

- 1) classificazione
- 2) caratterizzazione
- 3) normalizzazione
- 4) ponderazione

Per la ISO i primi due momenti, cioè la raccolta dei risultati di indicatore per le diverse categorie d'impatto, sono obbligatori, mentre la normalizzazione e la ponderazione rappresentano elementi facoltativi da essere utilizzati in funzione dell'obiettivo e del campo di applicazione dello studio.

CLASSIFICAZIONE

Durante la classificazione si identificano le categorie d'impatto attribuendo le emissioni inquinanti ed i consumi di materie prime, energia ed acqua alle specifiche categorie da essi provocate.

CARATTERIZZAZIONE



Nella fase di caratterizzazione si moltiplica la quantità di una certa sostanza (informazione presente nell'inventario) per la sua relativa attitudine o incidenza a provocare quella determinata categoria d'impatto. Generalmente questa incidenza riguarda una sostanza presa a riferimento, emblematica per quella categoria. Ad esempio, per l'effetto serra, la sostanza di riferimento è l'anidride carbonica (CO₂), per cui i contributi di tutti i gas serra si esprimono in kg di CO₂ equivalente. Dire che il metano ha un potenziale effetto serra pari a 21 kg di CO₂ vuol dire che un kg di metano ha un'incidenza sull'effetto serra pari a 21 kg di CO₂. L'impatto totale sull'effetto serra del prodotto analizzato sarà dato dalla somma di tutti i contributi dei gas serra espressi in kg di CO₂ equivalenti. Grazie alla caratterizzazione e alla classificazione si riduce notevolmente il numero di voci dell'inventario giungendo ad un numero limitato (in genere si considerano da otto a dieci effetti ambientali) che rappresenta il "profilo ambientale" (o "eco profilo") dell'analisi. Il risultato della fase di caratterizzazione è il profilo ambientale, costituito da una serie di punteggi di impatto ambientale, ottenuti sommando tra loro tutti i singoli contributi precedentemente calcolati. Il tipo di punteggi dipende dal metodo di calcolo usato.

NORMALIZZAZIONE

In questa fase i valori ottenuti dalla caratterizzazione vengono normalizzati, cioè divisi per un "valore di riferimento" o "effetto normale" rappresentato generalmente da dati medi su scala mondiale, europea o regionale, riferiti ad un determinato intervallo di tempo. Attraverso la normalizzazione si può stabilire la magnitudo, ossia l'entità dell'impatto ambientale del sistema studiato rispetto a quello prodotto nell'area geografica prescelta come riferimento.

PONDERAZIONE

La ponderazione o pesatura è definita dalle norme ISO come "il processo di conversione dei risultati di indicatore delle diverse categorie di impatto mediante fattori numerici basate sulle scelte dei valori. Essa può comprendere l'aggregazione dei risultati di indicatore ponderati".

In questa fase si attribuisce un peso di importanza ai diversi effetti causati dal sistema, in modo che possano essere comparati fra loro per effettuare successivamente una ulteriore aggregazione di dati. Con la pesatura si determina alla fine un indice assoluto, il cosiddetto eco-indicatore, che esprime in modo complessivo le prestazioni ambientali del sistema. Questo indice sarà ottenuto dalla seguente relazione:

$$I = \sum w_i * E_i$$

dove:

 E_i è l'effetto normalizzato della generica categoria d'impatto, w_i è il peso attribuito alla rispettiva categoria d'impatto.

Interpretazione e miglioramento (Life Cycle Interpretation) (ISO 14043)

All'interno di questa fase, sono interpretati e rappresentati i risultati delle fasi di inventario e di valutazione degli impatti, in modo da avere una percezione dello studio facilmente fruibile e comprensibile. Tale fase deve essere quella in cui vengono tratte le conclusioni e le raccomandazioni principali utili a minimizzare gli impatti ambientali riscontrati in modo che possa essere ottimizzata la progettazione.



SOFTWARE utilizzato

Il software utilizzato per questo progetto è il SimaPro v. 9.1, creato dalla Prè (Product Ecology Consultants- NL). Questo è un software d'indagine iterativa molto aperto poiché le banche dati di cui dispone possono in qualsiasi momento essere corrette ed integrate in maniera flessibile, fornendo la possibilità di creare nuovi processi o materiali o di modificare quelli già esistenti, adattandosi alle necessità del caso studiato. Tale strumento permette di raccogliere, monitorare e analizzare le prestazioni ambientali di prodotti e servizi, analizzando in modo sistematico e trasparente cicli di vita anche complessi, seguendo le raccomandazioni delle norme della serie ISO 14040.

Il software è organizzato in banche dati (libraries) di riferimento, le quali contengono il profilo energetico-ambientale di prodotti, processi e sistemi (energia, materiali, trasporti, metodi di smaltimento dei rifiuti, ecc), e possono essere modificate dall'utente secondo necessità. La principale banca dati a cui si fa riferimento è principalmente costituita dal Database Ecoinvent 3, anche se spesso si utilizzano dati di input forniti direttamente dai partner di Progetto (dati primari). In questo caso la qualità del dato è ovviamente migliore, ma nel caso in cui questi non fossero disponibili e assenti dal Database vengono utilizzati dati di letteratura (dati secondari) o usati sistemi simili del Database modificati ad hoc per il sistema in studio (proxy).

METODI DI VALUTAZIONE

In questo progetto, per la valutazione degli impatti ambientali è stato utilizzato il metodo ReCiPe 2008 (successore dell'Eco-Indicator 99), basato su un articolato processo di valutazione del danno ambientale e pesatura degli effetti conseguenti, il Cumulative Energy Demand ed il IPCC Greenhouse Gas Emission.

<u>ReCiPe</u>

ReCiPe è il successore dei metodi Ecoindicator 99 e CML-IA. Il suo proposito è di integrare l'approccio "problema-orientato" tipico del metodo CML-IA con quello "danno orientato"

dell'Ecoindicator 99. L'approccio "problema orientato" definisce le categorie di impatto ad un livello intermedio e l'incertezza dei risultati a questo punto è relativamente bassa. Lo svantaggio di tale soluzione è che questo porta alla creazione di molte categorie d'impatto, e l'elaborazione delle conclusioni dà risultati più ambigui. L'approccio "danno orientato" dell'Ecoindicator 99 ha solo tre categorie di impatto è questo porta alle conclusioni in modo più facile. Però l'incertezza sulle conclusioni è più alta. Il ReCiPe implementa sia le strategie al "Midpoint" che all' "Endpoint" per cui i fattori di caratterizzazione al livello intermedio vengono moltiplicate per il fattore di danno ottenendo così I valori di caratterizzazione del livello finale.

ReCiPe 2008 comprende quindi due set di categorie di impatto con associati I set di fattori di caratterizzazione:

A livello intermedio vengono identificate 18 categorie di impatto:

- Ozone depletion
- Human toxicity



- Ionizing radiation
- photochemical oxidant formation
- Particulate matter formation
- Climate change
- Terrestrial ecotoxicity
- Agricultural land occupation
- Urban land occupation
- Natural land transformation
- Marine ecotoxicity
- Marine eutrophication
- Fresh water eutrophication
- Fresh water ecotoxicity
- Fossil fuel depletion
- Minerals depletion
- Fresh water depletion

A livello finale queste vengono integrate in tre uniche categorie di danno:

- Human health
- Ecosystems
- Resource surplus costs

Cumulative Energy Demand

Il metodo per calcolare il Cumulative Energy Demand (CED) è basato sul metodo pubblicato dall'Ecoinvent v. 1.01 ed approfondito dalla PRé Consultants per le risorse energetiche riportate nel database SimaPro.

I fattori di caratterizzazione dati per le risorse energetiche sono divisi in 5 categorie di impatto:

- 1. Non renewable, fossil
- 2. Non renewable, nuclear
- 3. Renewable, biomass
- 4. Renewable, wind, solar, geothermal
- 5. Renewable, water

La normalizzazione non fa parte del metodo, invece per ricavare un indicatore di domanda energetica cumulativo viene effettuata una pesatura.

<u>IPCC 2007</u>

IPCC 2013 è un aggiornamento del metodo IPCC 2001 sviluppato dall'"International Panel on Climate Change". Questo metodo elenca i fattori di cambiamento climatico IPCC in un periodo di 20, 100 e 500 anni. Esprime le emissioni di gas ad effetto serra convertite in CO₂ eq. utilizzando i potenziali di riscaldamento globale (GWP100 in quello per 100 anni). Ne consegue che il risultato



espresso tramite questo metodo è la quantità di kg equivalenti di CO₂ emessi nel ciclo di vita considerato. I fattori di caratterizzazione IPCC forniscono direttamente il potenziale di riscaldamento globale per le emissioni in aria

$$GWP(\mathbf{x}) = \frac{\int_{0}^{TH} \mathbf{a}_{\mathbf{x}} \cdot [\mathbf{x}(t)] dt}{\int_{0}^{TH} \mathbf{a}_{\mathbf{r}} \cdot [\mathbf{r}(t)] dt}$$

dove TH è l'orizzonte temporale lungo il quale il calcolo è considerato, a_x è l'efficienza radiativa dovuta all'aumento unitario della presenza in atmosfera della sostanza x (cioè

Wm⁻²kg⁻¹), [x(t)] è il decadimento dipendente dal tempo in atmosfera dell'istantaneo rilascio della sostanza x, e le corrispondenti quantità per il gas di riferimento (CO₂) sono al denominatore (IPCC, 2001).

La normalizzazione e la pesatura non fanno parte di questo metodo.

L'analisi dei costi del ciclo di vita di un prodotto (LCCA) valuta l'insieme dei costi associati al ciclo di vita, sostenuti direttamente da uno o più agenti (per esempio i fornitori o coloro che si occupano dello smaltimento, passando per i produttori e i consumatori). In generale, si computano nell'LCC i costi che si riferiscono a flussi reali di denaro, internalizzando, dove possibile, le esternalità (cioè monetizzando con metodi validati a livello internazionale i costi ambientali).

LCC è uno strumento largamente diffuso come supporto decisionale nella realizzazione di opere su larga scala; tuttavia, spesso viene applicato anche per la valutazione del ciclo di vita di un singolo prodotto. Questo strumento, ci permette di avere una panoramica completa del prodotto, andando ad aggiungere, all'analisi effettuata tramite LCA, gli aspetti economici del ciclo di vita, che forniscono al decisore, informazioni riguardanti i principali fattori di costo e la fattibilità economica del prodotto e consentono di effettuare le opportune valutazioni tra le alternative esistenti.

L'analisi dei costi può essere sviluppata su tre livelli:

- 1) Costi interni
- 2) Costi esterni ambientali
- 3) Altri costi esterni (sociali)

La valutazione dei costi interni include soltanto i costi relativi a flussi di cassa concreti che riguardano tutte le fasi del ciclo di vita: la progettazione, la produzione, l'utilizzo, la manutenzione e lo smaltimento del prodotto.

Alla valutazione dei costi interni nell'LCC di secondo e terzo livello si inseriscono la monetizzazione degli impatti ambientali risultanti dall'LCA (secondo livello) e anche la valutazione dei costi sociali per il terzo livello. Il terzo livello (Social Life Cycle Assessment) non è prevista nel progetto ComESto.



2.1 APPROCCIO AD LCA E LCC PER SISTEMI DI ACCUMULO ENERGETICO

Life Cycle Assessment (in italiano "valutazione del ciclo di vita", conosciuta anche con l'acronimo LCA) è una metodologia che valuta un insieme di interazioni che un prodotto o un servizio ha con l'ambiente, considerando il suo intero ciclo di vita, che include le fasi di preproduzione (quindi anche estrazione e produzione dei materiali), produzione, distribuzione, uso (quindi anche riuso e manutenzione), riciclo e dismissione finale. La procedura LCA è standardizzata a livello internazionale dalle norme ISO 14040 e 14044 (International Organization for Standardization). La norma offre riferimenti per la corretta applicazione dell'analisi del ciclo di vita (norma europea UNI EN ISO 14040, approvata dal CEN, Comitato Europeo di Normazione, il 29 giugno 1997).



2 - Figura 1. Schema della nanogrid e dell'Energy Community

Analisi LCA ed LCC su sistemi di accumulo energetico

L'analisi del ciclo di vita (LCA) rappresenta uno strumento di gestione volto ad identificare in maniera quantitativa gli impatti ambientali di un prodotto, di un processo o di un'attività, durante l'arco temporale che va dall'estrazione dei materiali per la produzione fino alla dismissione, ovvero ciò che viene definito "ciclo di vita". L'analisi si svolge tramite la quantificazione dell'utilizzo delle risorse ("immissioni" come energia, materie prime, acqua) e delle emissioni nell'ambiente (in aria, in acqua e nel suolo) associate al sistema oggetto della valutazione.

Il concetto di valutazione che sta alla base del metodo è strettamente connesso con quello di confronto, per cui oggi la LCA viene specificatamente sfruttata per la comparazione degli effetti ambientali di due o più prodotti diversi, di gruppi di prodotti, di sistemi e procedure, oltre a fornire il supporto necessario all'individuazione di eventuali criticità ambientali definendo, in seconda battuta, strategie utili al miglioramento della loro eco-compatibilità.



L'elaborazione di una LCA, secondo la procedura indicata da SETAC, si articola essenzialmente in quattro fasi:

1) Definizione dell'obiettivo e del campo d'applicazione dello studio (Goal and Scope Definition): è la fase preliminare in cui vengono delineati le finalità dello studio, i criteri d'acquisizione e il fabbisogno dei dati, l'unità funzionale, i confini del sistema studiato, le assunzioni ed i limiti del modello

2) Analisi dell'inventario (Life Cycle Inventory – LCI): è la prima fase operativa, dedicata allo studio del ciclo di vita del processo o attività; lo scopo principale è quello di ricostruire il flusso dell'energia e dei materiali che permettono il funzionamento del sistema produttivo in esame e dei relativi sottoprocessi;

3) Valutazione degli impatti (Life Cycle Impact Assessment – LCIA): è lo studio dell'impatto ambientale provocato dal processo o dall'attività, ed ha lo scopo di evidenziare l'entità delle alterazioni ambientali generate a seguito dei consumi di risorse e delle emissioni calcolate nell'inventario;

4) Analisi dei risultati e valutazione dei miglioramenti (Life Cycle Interpretation): è la parte conclusiva e facoltativa di una LCA ed ha lo scopo di evidenziare i cambiamenti necessari a ridurre l'impatto ambientale dei processi o delle attività considerati, proponendo soluzioni alternative, che vengano valutate con la stessa metodologia e in maniera iterativa.

La descrizione della struttura concettuale dell'Analisi del Ciclo di Vita è riportata all'interno del documento UNI ISO 14040.

In base alla descrizione della metodologia riportata precedentemente, si è inizialmente proceduto allo svolgimento della prima fase dell'analisi LCA. A tal scopo, è necessario ottenere un inquadramento completo delle problematiche di tipo tecnico ed economico, prima ancora che di tipo ambientale e di sostenibilità. Perciò, si è reso necessario durante tutto lo svolgimento dell'attività di ricerca un costante approfondimento delle competenze nell'ambito dell'energy storage, soprattutto nell'ottica di poter definire al meglio la prima fase dell'analisi e cioè la definizione del "Goal&Scope" per ciascun sistema oggetto di studio. Per questo scopo, è stata effettuata una approfondita analisi dello stato dell'arte di diverse tecnologie di accumulo.

La letteratura di riferimento è stata segmentata in relazione a: tipologia di sistema di storage, Goal&Scope, tipologia di analisi (cradle-to-gate, cradle-to-grave, etc.), unità funzionale (produzione di una unità, energia, exergia, etc.), conforme o meno a norme ISO.

Per impostare in maniera corretta il lavoro di analisi, sia degli aspetti ambientali che economici, in un'ottica di confronto fra i vari sistemi di accumulo, si deve tener conto di un parametro fondamentale che è alla base della quantificazione degli impatti ambientali: l'unità funzionale. La definizione di questa grandezza secondo la ISO 14040 è "L'unità funzionale costituisce una misura della prestazione del flusso in uscita. Il suo scopo principale è di fornire un riferimento a cui legare i flussi in entrata e in uscita. Tale riferimento è necessario per consentire la comparabilità dei risultati di una LCA".

L'unità funzionale deve essere quindi definita e misurabile, ciò allo scopo di rendere possibile la comparazione di sistemi diversi. Questo è un aspetto particolarmente critico dell'analisi. Quindi,



particolare attenzione è stata posta nel prendere nota di come è stato affrontato tale aspetto in precedenti lavori in ambito energetico e di storage. Si è rilevato nella letteratura scientifica di riferimento l'esistenza di diversi approcci per la definizione del Goal&Scope, in riferimento ai più disparati sistemi di accumulo energetico. Si è quindi valutata la possibilità di utilizzare due approcci alternativi, ovvero:

- un'unica unità funzionale per tutti i sistemi di accumulo e che tenga conto del fatto che essi siano inseriti in una nanogrid.

- un'unità funzionale che possa essere determinata di volta in volta in relazione alle specificità del sistema di accumulo analizzato.



2 - Figura 2. Approcci alternativi per unità funzionale



Nella Fig. 2 viene schematizzato il modo di procedere che è stato individuato. In un caso, a sinistra della Fig. 2, i sistemi di accumulo che possono essere analizzati: l'unità funzionale può essere scelta di volta in volta, così da permettere l'analisi in maniera congrua. In questo caso l'unità funzionale può essere l'energia immagazzinata (e.g. kWh stored a parità di potenza), l'exergia del sistema (e.g. nel caso di sistemi cogenerativi) oppure un'unità. Nell'altro caso, schematizzato a destra nella Fig. 2, i diversi sistemi di accumulo sono integrati in una nanogrid, dotata di sistemi di generazione di potenza (da FER o meno), carichi sia elettrici che termici e da ulteriori componenti atti al funzionamento della rete. In tale caso la scelta dell'unità funzionale dovrà essere unica per tutti i sistemi di accumulo o, più precisamente, dovrà riguardare la



nanorete nella sua interezza. Questa seconda possibilità verrà vagliata nell'attività 1.9 quando verranno analizzate alcune diverse configurazioni della nanogrid.

Nel prosieguo dell'attività, sia per la costruzione dell'inventario dei vari sistemi analizzati, sia per la realizzazione dei vari flow chart della fase di produzione verrà utilizzato un sistema di riferimento (schematizzato anch'esso a sinistra della Fig. 2). Ad oggi i sistemi di accumulo più utilizzati sono le batterie a ioni litio. Sebbene il loro utilizzo in applicazioni stazionarie sia ancora limitato e rimane ancora in discussione la loro effettiva redditività in tale ambito, il loro larghissimo utilizzo in sistemi portatili e nella mobilità le rende tra i sistemi di accumulo più diffusi e con il maggiore margine di crescita. Incidentalmente si fa notare che le batterie a ioni litio, provenienti da auto elettriche e dismesse, potrebbero in futuro coprire un'ampia fetta della richiesta di sistemi di accumulo per applicazioni stazionarie come batterie "second life", ovvero come batterie con performance non più adatte alla mobilità, ma ancora soddisfacenti per alcune caratteristiche meno esigenti di applicazioni stazionarie. Le batterie a ioni litio sono inoltre tra i sistemi di accumulo più studiati in ambito LCA. Ciò ci ha indotti a scegliere questi sistemi come un possibile benchmark su cui valutare le performance ambientali degli altri sistemi di storage, o quantomeno per quelli più simili da un punto di vista costruttivo o del funzionamento.

In letteratura è stato individuato un lavoro (Journal of Cleaner Production 171, 2018, 704-713) che, armonizzando diversi lavori LCA sulle batterie Li-ion, fornisce una base comune per l'analisi ambientale di batterie a Li-ion con composizioni chimiche del catodo tra loro diverse. Tale lavoro è stato utile per fornire nel nostro caso un punto di partenza per i diversi sistemi di accumulo, soprattutto per la realizzazione dei questionari per las raccolta dei dati, indispensabili per la costruzione dell'inventario. I risultati riportati in questa reference sono resi indipendenti da scelte di modello e criticità dei singoli lavori precedenti, restituendo un riferimento comune per l'impatto ambientale delle batterie a ioni litio.

2.2 QUESTIONARI PER LA RACCOLTA DEI DATI

Il questionario rappresenta il metodo più efficace per la raccolta di dati primari dei sistemi in studio, e rappresenta il principale strumento iterativo di interazione con i partner. La costruzione del questionario per la raccolta dei dati presuppone però anche la modellazione attraverso dei flow-chart bottom-up del processo o delle fasi del ciclo di vita del prodotto in studio.

Per la costruzione di un modello standard adattabile al sistema in studio si è utilizzato il flow chart basato sulla fase di produzione di batterie a ioni Litio. In altre parole, con lo scopo di avviare la seconda fase tipica dell'analisi LCA, ovvero la realizzazione di inventari per ogni sistema di accumulo studiato, si è messo a punto un flow chart da utilizzare come un modello di riferimento per la stesura e la compilazione dei questionari. Il modello è stato settato sulla fase di produzione di una batteria ioni Li (Fig. 3), ed utilizzato come base per la richiesta di dati su sistemi di accumulo di tipo elettrochimico, visto che nelle tecnologie presenti nel progetto ComESto esistono diversi sistemi simili, cioè contenenti celle unitarie, assemblaggio delle celle in uno stack, presenza di elettroliti, sistemi di gestione elettronica, etc.

Per gli altri sistemi di accumulo, ovvero i non convenzionali escluso l'idrogeno, si utilizzano invece modelli di richiesta di dati costruiti su schemi specifici per le diverse tecnologie.



Per meglio stabilire un linguaggio comune con i partner di riferimento si è anche provveduto ad approfondire gli aspetti tecnico-scientifici dei vari sistemi di accumulo, acquisire la bibliografia necessaria e compendiare l'argomento con le applicazioni sulle analisi LCA e LCC.





La progettazione dei questionari è quindi avvenuta attraverso la previa discussione con i partner di progetto di flow chart che descrivano correttamente i sistemi in esame. In Fig. 4 è possibile vedere un flow chart elaborato per la produzione di batterie a flusso, secondo lo schema interno del partner GES. Particolare attenzione è stata rivolta alla corretta suddivisione di tutte le fasi di produzione in blocchi, per l'aggregazione di dati, da poter utilizzare poi in flussi coerenti per l'assemblaggio dell'analisi. In questo modo si è proceduto alla costruzione di fogli Excel o di tabelle semplificate per la compilazione da parte dei destinatari, completando con una serie di domande aperte, al fine di avere informazioni anche sulla fase d'uso (tempi di vita, efficienze, manutenzioni, etc.).



2 - Figura 4. Flow chart produzione batterie a flusso



Il punto di svolta in una analisi LCA, per evidenziare criticità ambientali, possibilità di ottimizzazione, effettuare confronto fra diversi sistemi e progettare in un'ottica di eco-design, è l'ottenimento di un inventario il più possibile dettagliato, con dati validati e idonei alla descrizione del sistema in esame. Il principale mezzo di interazione con i partner per il reperimento di tali dati consiste nel fornire un questionario per la costruzione dell'inventario. Caratteristiche principali di questo documento sono: i) l'essere inteso come uno strumento iterativo ii) formulato nel modo più semplice, comprensibile ed inerente al processo, di cui si vogliono ottenere i dati. Si è perciò proceduto alla formulazione di questionari specifici per una serie di sistemi di accumulo di tipo convenzionale (batterie a ioni litio, batterie a flusso e supercapacitori) e non convenzionale (accumulo termico, fuel cell ad ossidi solidi SOFC). In Figura 5 uno schema riepilogativo relativo ai sistemi di accumulo esistenti, e di quelli valutati in ComESto.



Storage Technologies

2 - Figura 5. Schema riepilogativo sistemi di accumulo. Sono mostrati i sistemi oggetto di studio del progetto (rosa) e quelli per cui è stato formulato un questionario (vistati in verde)

Nella Figura 5 vengono classificate le diverse tecnologie di storage, a seconda delle tipologie, ed evidenziate quelle previste nel progetto. Relativamente a queste ultime, la figura mostra per quali sistemi di accumulo sia stato fornito un questionario per la raccolta dati. Si sottolinea come non



tutti i questionari forniti hanno poi seguito con la stessa velocità il processo di iterazione con i partner di progetto. Ciò ha portato nel corso dei mesi ad un differente stato di avanzamento nell'analisi dei rispettivi sistemi. Riguardo le batterie a ioni litio, l'azienda fornitrice delle stesse, per ragioni che riteniamo di policy interna, ha deciso di non condividere dati sensibili della produzione ed alcuni dettagli, ritenuti di rilevanza industriale. Rispetto a queste mancanze, per questo e per altri casi, si è deciso di sopperire, tramite dati reperiti in letteratura e proxy.

Nella costruzione dell'inventario può essere previsto l'inserimento delle voci di costo, finalizzate alla successiva analisi LCC. La stesura dell'inventario utilizzato per la LCA è propedeutica allo svolgimento dell'analisi Life Cycle Costing, in ragione del fatto che si utilizzano gli stessi flussi di materia e di energia in entrambi i casi. Inoltre, nel caso di una LCC ambientale, oltre all'analisi finanziaria, vengono contabilizzati anche i costi collegati agli impatti ambientali stessi. Per le suddette ragioni si è deciso di procedere effettuando l'analisi LCC a valle di una completa analisi LCA.

Le prime interazioni con i partner hanno dimostrato che alcuni sistemi erano ancora in una fase di progettazione, ragion per cui alcune specifiche tecniche erano ancora non stabilite, per esempio PEM Fuel Cell (UNICAL) e accumulo da produzione di Biodiesel (UNICAL). Altre tecnologie erano invece in una fase molto più avanzata di progettazione e/o implementazione e quindi più prossime a poter fornire un inventario quasi completo già dall'inizio del progetto. Su tali sistemi si è deciso di procedere per primi con l'analisi. Nello specifico, si è ottenuto un inventario molto più avanzato, se non completo, sui seguenti sistemi di accumulo: supercapacitors (OCIMA), Batterie a flusso (Green Energy Storage GES), accumulo termico CHP (ENEA) e celle a combustibile ad ossidi solidi (FBK).



3. SISTEMI DI ACCUMULO CONVENZIONALE

3.1 ANALISI LCA DEL SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A FLUSSO

In base alla descrizione della metodologia riportata precedentemente, si è inizialmente proceduto allo svolgimento della prima fase dell'analisi LCA. A tal scopo, è necessario ottenere un inquadramento completo delle problematiche di tipo tecnico ed economico, prima ancora che di tipo ambientale e di sostenibilità. Perciò, si è reso necessario durante tutto lo svolgimento dell'attività di ricerca un costante approfondimento delle competenze nell'ambito dell'energy storage e delle batterie, soprattutto nell'ottica di poter definire al meglio la prima fase dell'analisi e cioè la definizione del "Goal&Scope". Per questo scopo, è stata effettuata una approfondita analisi dello stato dell'arte.

Il Goal&Scope del presente lavoro può essere così riassunto: "L'analisi degli impatti ambientali, collegati alla produzione di una unità di batteria a flusso semi-organica del produttore GES, con un focus particolare sia per quanto concerne i materiali dello stack, che gli elettroliti, che l'energia di processo dell'assemblaggio. Inoltre, è parte integrante del Goal&Scope, il confronto e la valutazione delle prestazioni ambientali rispetto ad una batteria a flusso al vanadio, con le stesse specifiche di potenza ed energia immagazzinata".

Per impostare in maniera corretta il lavoro di analisi degli aspetti ambientali, in un'ottica di confronto fra i vari sistemi di accumulo, si deve tener conto di un parametro fondamentale che è alla base della quantificazione degli impatti ambientali: l'unità funzionale. La definizione di questa grandezza secondo la ISO 14040 è "L'unità funzionale costituisce una misura della prestazione del flusso in uscita. Il suo scopo principale è di fornire un riferimento a cui legare i flussi in entrata e in uscita. Tale riferimento è necessario per consentire la comparabilità dei risultati di una LCA"

L'unità funzionale deve essere quindi definita e misurabile, ciò allo scopo di rendere possibile la comparazione di sistemi diversi. Questo è un aspetto particolarmente critico dell'analisi. Quindi, particolare attenzione è stata posta nel prendere nota di come è stato affrontato tale aspetto in precedenti lavori in ambito energetico e di storage.

L'unità funzionale è stata definita come: "Una unità (batteria) dalle caratteristiche di 5 kW di potenza e 15 kWh di energia immagazzinata".

Il mondo sta affrontando la cruciale transizione energetica e richiederà una rapida crescita della produzione di energia rinnovabile. Data l'intermittenza delle fonti energetiche rinnovabili, tuttavia, gli ambiziosi obiettivi di decarbonizzazione non possono essere raggiunti senza l'implementazione di sistemi di accumulo di energia. In questo scenario, le batterie a flusso redox (Redox Flow Battery RFB) si presentano come candidati promettenti, in cui le RFB al vanadio sono state stabilite come standard tecnologico. Tuttavia, i sistemi RFB basati sui metalli pongono problemi ambientali, sociopolitici ed etici; pertanto, la ricerca si sta focalizzando su nuovi materiali redox più sicuri e sostenibili, spostando l'attenzione dagli elettroliti a base di metallo a quelli organici. La valutazione ambientale completa di un elettrolita RFB organico o semi-organico non è stata finora effettuata. In questo studio, un RFB organico/alogeno, a base di acido antrachinone disolfonico (AQDS) e acido bromidrico (HBr), viene analizzato mediante Life Cycle Assessment (LCA). L'influenza della produzione dei materiali sulle prestazioni ambientali del sistema di accumulo di energia viene



Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

valutata attraverso due scenari di sintesi. La batteria organica/alogeno viene confrontata con una batteria equivalente a base di vanadio, considerata come riferimento standard per la tecnologia RFB. L'analisi mostra che la produzione di un RFB semi-organico può rappresentare una valida alternativa ambientale all'RFB al vanadio pieno, poiché effetti minori sono determinati in diverse categorie di impatto (ReCiPe 2016). Tuttavia, l'analisi LCA ha mostrato che i risultati dipendono fortemente dalla via sintetica adottata per produrre l'AQDS.

Nel 2010 la produzione di elettricità e calore ha rappresentato il 25% delle emissioni globali di gas serra (IPCC, 2014). Per tale motivo il sistema elettrico sta vivendo una profonda trasformazione e il futuro modello di generazione di energia non può prescindere dall'utilizzo di fonti rinnovabili. Tuttavia, la conversione dell'energia da fonti rinnovabili soffre di un grave problema: una discontinuità intrinseca nella produzione di energia. Pertanto, gli approcci basati sulle tecnologie di accumulo di energia sono quindi inevitabilmente collegati all'energia rinnovabile. L'accumulo di energia è in grado di colmare il divario tra produzione e domanda di energia in entrambe le direzioni, ovvero accumulando energia in presenza di un surplus di produzione e fornendo energia quando la domanda supera la produzione (Chen et al, 2009; Luo et al, 2015). Inoltre, l'accumulo di energia mira a creare un'infrastruttura energetica più resiliente (Arbabzadeh et al., 2016; Denholm e Holloway, 2005) e portare risparmi sui costi ai servizi pubblici e ai consumatori (Comello e Reichelstein, 2019; Liu e Du, 2020). In questo scenario, lo sviluppo di soluzioni di accumulo di energia elettrochimica (batterie) gioca un ruolo fondamentale. Le batterie a flusso potranno nei prossimi anni avere un posto di rilievo, come sistemi di accumulo di energia, nell'implementazione delle reti intelligenti, soprattutto se combinate con fonti rinnovabili (Alotto et al., 2014; Weber et al., 2011). Una batteria a flusso redox è composta da una cella elettrochimica e due serbatoi contenenti soluzioni elettrolitiche, dove le specie attive redox vengono disciolte negli elettroliti di supporto (Winsberg et al., 2017). Le soluzioni elettrolitiche vengono pompate dai serbatoi alla cella dove avvengono le reazioni redox ai rispettivi elettrodi. In una batteria a flusso redox (RFB), la potenza è determinata dall'area attiva dell'elettrodo (dimensione della cella) mentre l'energia è determinata dalla quantità di elettrolita (volume del serbatoio). Essendo questi due parametri indipendenti, la batteria può essere progettata per avere un rapporto potenza/energia ottimizzato per l'applicazione finale. Inoltre, la facilità di riciclaggio degli elettroliti e il disaccoppiamento dei sottosistemi di alimentazione ed energia facilitano la manutenzione della batteria, prolungando così la durata dell'intero sistema di accumulo.

Le batterie a flusso possono essere classificate in base alle coppie redox che formano il catolita e l'anolita (Winsberg et al., 2017; Weber et al., 2011). Storicamente, i primi RFB da sviluppare avevano metalli come materiali redox attivi e oggi questi sistemi rimangono ancora i più comuni (Alotto et al., 2014). Alcuni sistemi basati sui metalli, tuttavia, pongono problemi ambientali, sociopolitici ed etici, ad es. bassi standard di lavoro nell'estrazione di minerali nei paesi in via di sviluppo (Winsberg et al., 2017). Tali problematiche potrebbero diventare gravose soprattutto se si considera una produzione di scala, che segue il progressivo aumento dell'energia prodotta da fonti rinnovabili (Alotto et al., 2014). Pertanto, negli ultimi anni la ricerca si è concentrata sull'ottenimento di RFB più sicuri, più sostenibili e convenienti, al fine di competere con altri sistemi di stoccaggio sul mercato (Winsberg et al., 2017). Nel raggiungere questi obiettivi,



l'attenzione ha recentemente spostato l'attenzione dagli elettroliti a base di metallo a quelli a base organica (Winsberg et al., 2017; Hu et al., 2019; Huskinson et al. 2014; Yang et al., 2014; Lin et al. al., 2015). Per inciso, nel contesto europeo, l'accento è posto sulla circostanza che l'uso di materiali organici possa diventare un rimedio alla carenza di diverse materie prime critiche, e un'opportunità per sfruttare la forte industria chimica presente nell'UE, che potrebbe produrre i materiali necessari in grandi quantità (Winsberg et al., 2017). Quindi, nel corso degli anni, sono state sviluppate batterie di flusso, utilizzando un materiale organico e uno inorganico, organico/alogeno e completamente organico. La ricerca di nuovi materiali redox organici per lo stoccaggio è attualmente un campo molto attivo (Winsberg et al., 2017; Hu et al., 2019). Questi materiali possono essere sia a basso peso molecolare (Winsberg et al., 2017; Janoschka et al., 2016; Winsborg et al., 2016) sia polimeri redox attivi (Muench et al., 2016; Janoschka et al., 2015).

La nostra attenzione si è concentrata su una batteria a flusso organico/alogeno, a base di acido antrachinone disolfonico e le sue prestazioni ambientali sono state valutate tramite analisi Life Cycle Assessment (LCA) basata su dati primari. Come è noto dalla letteratura, non esistono ancora conoscenze consolidate per la valutazione di nuove tecnologie chimiche applicate alle batterie a flusso (Weber et al., 2018; Darling et al. 2014). Di conseguenza, l'uso della valutazione del ciclo di vita può fornire una selezione a monte dei materiali e del sistema progettato, fornendo informazioni fruttuose su quali materiali e/o metodi di produzione contribuiscono maggiormente all'aumento dell'impatto ambientale; ciò consentirà ai produttori di selezionare materiali o percorsi di produzione alternativi migliorando il profilo di impatto ambientale della tecnologia utilizzata (Weber et al., 2018; He et al., 2020; Da Silva Lima et al., 2021). Studi precedenti hanno confrontato il vanadio RFB con altri sistemi di accumulo di energia, come le batterie agli ioni di litio (Weber et al., 2018; Da Silva Lima et al., 2021; Jones et al., 2020), batterie a flusso diverso (He et al ., 2020) e l'accumulo di energia nell'aria liquida (Jones et al. 2020). Molti lavori hanno evidenziato i vantaggi ambientali dell'RFB al vanadio rispetto alle batterie agli ioni di litio, soprattutto quando viene adottato un processo di riciclo degli elettroliti (Weber et al., 2018; Da Silva Lima et al., 2021; Jones et al. 2020). Lui et al. (2020) evidenziano l'importanza della selezione dei materiali per la progettazione ecocompatibile delle batterie a flusso. Per quanto riguarda le applicazioni della grid, Jones et al. (2020) mostrano la potenzialità per la mitigazione del cambiamento climatico dei sistemi di accumulo di energia e, tra questi, dell'RFB a base di vanadio. Per quanto riguarda l'RFB che si basa su specie redox alternative, è stata eseguita un'analisi tecnico-economica approfondita (Darling et al. 2014), confrontando l'RFB acquoso e non acquoso. Tuttavia, questo è il primo studio LCA finalizzato a valutare l'impatto ambientale di una batteria semi-organica a flusso redox. Lo scopo di questo studio è di evidenziare le criticità, suggerendo strategie di eco-design più idonee, e di confrontare la batteria a flusso semi-organico con una batteria a flusso al vanadio presa come standard.

METODOLOGIA

Descrizione del sistema: batteria a flusso redox con elettroliti organici

La Figura 1 mostra uno schema dei componenti principali e delle reazioni elettrochimiche per la batteria a flusso analizzata in questo lavoro. Agli elettrodi della batteria avviene una reazione


redox, che coinvolge i materiali attivi degli elettroliti (anolita e catolita). La semireazione di riduzione estrae elettroni e ioni da un elettrolita, gli ioni possono migrare attraverso la membrana semipermeabile, mentre gli elettroni fluiscono nel circuito esterno. All'altro elettrodo, la semireazione di ossidazione ricombina ioni ed elettroni nell'altro elettrolita (Winsberg et al., 2017; Huskinson et al., 2014) (Fig. 1). Questo processo di conversione dell'energia chimica in energia elettrica è reversibile, consentendo all'RFB di funzionare sia in carica, accumulando energia chimica, sia in modalità di scarica, fornendo energia elettrica.



3.1 - Figura 1. Schema della batteria a flusso utilizzata

Lo schema della batteria analizzata si basa sull'ampio lavoro del gruppo di Aziz (Huskinson et al., 2014; Lin et al., 2015; Chen et al., 2016; Gerhardt et al., 2017; Kwabi et al., 2018) su tali sistemi elettrochimici. L'RFB semi-organica è prodotta dalla società italiana di PMI Green Energy Storage (GES). Utilizza acido antrachinone disolfonico (AQDS) in H2SO4 come anolita e bromo in acido bromidrico (HBr) come catolita. Le due semi-reazioni sono (Chen et al., 2016; Winsberg et al., 2017):

Elettrodo positivo (catodo)

 $2 [Br]^{-} \Leftrightarrow Br_2 + 2e^{-}$ $E_0 = 1.07 V$



• Elettrodo negativo (anodo) AQDS + 2e $^{-}$ + 2H $^{+} \leftrightarrows$ H₂ AQDS E₀ = 0.22 V

Questa batteria semi-organica ha dimostrato di avere una buona stabilità per periodi di molti cicli di carica/scarica, con un'eccellente efficienza di corrente e mantenimento della capacità di carica (Huskinson, et al. 2014). La densità di energia volumetrica e le densità di corrente applicabili sono ulteriori fattori che rendono gli antrachinoni ottimi candidati per le applicazioni RFB, tra tutti i materiali organici per l'accumulo di energia (Huskinson et al., 2014; Lin et al., 2015). Rispetto alle specie inorganiche, uno degli svantaggi è la limitata solubilità dell'AQDS in acqua. D'altra parte, un aumento della solubilità, ad esempio con l'introduzione chimica di gruppi funzionali *ad hoc*, consentirebbe un ulteriore aumento della densità di energia volumetrica. La batteria analizzata ha una potenza di 5 kW e un'energia di 15 kWh. È composto da due stack (2,5 kW ciascuno), che forniscono una corrente fino a 140 A (circa 115 mA/cm²) ad una tensione di 36 V. Il sistema è stato suddiviso nei suoi componenti principali: stack, elettroliti e componenti periferici . Infine, l'RFB semi-organico è stato confrontato con un RFB al vanadio, con le stesse specifiche tecniche: stessa potenza ed energia. Per il modello LCA di una batteria a flusso redox al vanadio, l'inventario più completo può essere trovato in Weber et al. (2018). La RFB al vandio è stata conseguentemente rimodellata con tutte le modifiche necessarie per effettuare un confronto coerente.

Analisi della valutazione del ciclo di vita

La valutazione del ciclo di vita è un metodo in più fasi utilizzato per valutare gli impatti ambientali di un prodotto o processo associato a tutti i materiali, gli input energetici e le emissioni durante l'intero ciclo di vita, ovvero dalla produzione, all'uso, alla manutenzione e allo smaltimento finale. Lo studio è stato condotto secondo le norme ISO 14040 e 14044 (ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006).

Definizione dell'obiettivo e dell'ambito

Gli obiettivi della LCA eseguita erano i seguenti:

i) La valutazione degli impatti ambientali per la produzione di una batteria semi-organica a flusso redox. In merito a questo punto, un focus specifico è stato posto sui materiali della pila e sugli elettroliti.

ii) il confronto delle prestazioni ambientali di un RFB semi-organico con un RFB al vanadio, avente le stesse caratteristiche di energia e potenza immagazzinate. Pertanto, l'effetto di ulteriori differenze tecnologiche, ad es. densità di energia degli elettroliti, sono prese in considerazione nello studio comparativo.

In uno studio LCA, l'unità funzionale (FU) fornisce un riferimento a cui vengono normalizzati gli input (risorse ed energia) e gli output (prodotti ed emissioni) e stabilisce la scala per analisi comparative. L'unità funzionale è stata definita come: "La fornitura di 1 MWh di energia elettrica su 10000 cicli (o 15 anni di vita), come accumulo e supporto per la generazione di energia rinnovabile".

I confini del sistema (Figura 2) del ciclo di vita includono: produzione di materie prime (ad es. estrazione di bromo) e lavorazione (ad es. sintesi di HBr e AQDS), produzione dello stack di



batterie a flusso, produzione di Balance of Plant (BoP) e stoccaggio elettrolitico. Inoltre, nei confini del sistema è incluso il trasporto dei materiali dal luogo di estrazione agli impianti di lavorazione e allo stabilimento di assemblaggio delle batterie. È inclusa una fase di utilizzo, composta da 10000 cicli completi di carica/scarica. È difficile ottenere o stimare informazioni precise sulla dipendenza dal tempo delle prestazioni della batteria (Beh et al., 2017; Goulet e Aziz, 2018; Brushett et al., 2020; Kwabi et al. 2020). Nel presente studio si stima che i parametri di funzionamento, riportati in Tabella 1, garantiscano prestazioni costanti lungo l'intera fase di utilizzo della batteria. In altre parole, nel modello LCA non viene introdotta alcuna perdita di RTE (Round Trip Efficiency) o di capacità di carica/scarica dell'elettrolita.

Cicli	Anni di vita	Depth ((DoD)	of	Discharge	Round (RTE)	Trip	Efficiency
10000	15	80%			70%		
T.1.11.2.4.4	D	. 1 11 0 11	1.1	1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1			

Tabella 3.1. 1 - Parametri di funzionamento della fase di utilizzo della batteria

I parametri mostrati nella Tabella 1 sono coerenti anche con un ciclo di vita RFB del vanadio (Jiang et al., 2020; Uhring et al., 2016; Skyllas-Kazacos et al., 2010). Pertanto, la fase di utilizzo è stata considerata identica per i due sistemi, e il focus dell'analisi comparativa si è posto sulla fase di produzione. Uno studio completo del ciclo di vita di un sistema di batterie a flusso redox dovrebbe seguire un approccio "dalla culla alla tomba", ovvero dall'estrazione di materie prime e combustibili alla produzione, all'uso e allo smaltimento/riciclaggio di componenti e sistemi. A seconda dell'obiettivo dello studio, è possibile escludere alcune fasi o attività, che non influiscono sull'interpretazione complessiva o non danno validità alle conclusioni che se ne possono trarre.

Inoltre, la disponibilità dei dati è uno dei problemi più critici quando si applica l'analisi LCA e pone problemi rilevanti nella definizione dei confini del sistema per lo studio. Poiché gli RFB sono ancora nuove tecnologie, mancano dati sullo smaltimento degli RFB, sia per i componenti dello stack che per gli elettroliti. Questo vale per le batterie organiche o semi-organiche, nonché per le batterie a flusso di vanadio. Per questi motivi, il presente LCA è uno studio "dalla culla al cancello", basato principalmente su dati primari, in cui è stata omessa la fase di fine vita. Tuttavia, gli autori lo considerano un'approssimazione accettabile per gli obiettivi dello studio. Tuttavia, precedenti studi LCA hanno evidenziato il potenziale beneficio ambientale del riciclaggio degli elettroliti per gli RFB di vanadio. L'elevata percentuale di riciclaggio rende le batterie a flusso molto migliori delle comuni batterie agli ioni di litio (Weber et al., 2018; Da Silva Lima et al., 2021). Per quanto riguarda le RFB semi-organiche o organiche, la mancanza di dati sul processo di degradazione degli elettroliti e la sua reversibilità, al momento, non consente una considerazione precisa dell'LCA sulla fase di smaltimento o riciclaggio.





Analisi dell'inventario

L'inventario del ciclo di vita (LCI) prevede un inventario sistematico dell'energia in ingresso e in uscita e dei flussi di materiali durante l'intero ciclo di vita ed è riportato nell'articolo pubblicato sotto l'egita di ComESto "Di Florio, G., Pucher, I., Todeschi, P., Baratto, M.C., Basosi, R., & Busi, E. (2022). Assessment of semi-organic electrolytes for redox flow battery: Life cycle assessment as a tool to steer industry toward green chemistry. JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION, 343, 1-11". Modellazione, ipotesi e ridimensionamento saranno discussi caso per caso nel testo.

Software e metodi

LCIA viene eseguita tramite il software LCA SimaPro 9 ed Ecoinvent v 3.3 (Moreno et al., 2018) utilizzando i metodi ReCiPe world 2016 MidPoint H/H e CED, Cumulative Energy Demand,

(LHV) 1.00. Per il metodo ReCiPe 2016, sebbene tutte le categorie siano state esplorate, per semplicità e chiarezza, nella sezione dei risultati sono presentate 10 categorie più rappresentative. Il secondo metodo (CED) viene applicato per indagare l'uso di fonti non rinnovabili (fossili, nucleari, biomasse da foreste primarie) e rinnovabili (biomasse da agricoltura, eolico, solare, geotermico, acqua) coinvolte. L'analisi Monte Carlo è stata effettuata per valutare la rilevanza statistica dei risultati ottenuti nello studio LCA. L'analisi dell'incertezza è stata eseguita dal pacchetto di analisi Monte Carlo incluso anche in SimaPro 9. I dati di input con valori di incertezza



nel modello LCA erano il 64,5% dell'input totale e l'analisi Monte Carlo è stata eseguita eseguendo 5000 iterazioni.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Analisi dello stack: materiali e fase di assemblaggio

La prima parte dell'analisi riguarda l'assemblaggio delle celle elettrochimiche, che definiscono la potenza dell'RFB. La batteria oggetto di studio è composta da due pile, ciascuna della potenza di 2,5 kW. In ciascuna pila sono presenti 50 celle unitarie con piastre bipolari in grafite, due piastre terminali in alluminio, due collettori di corrente in rame, guarnizioni in elastomero fluorocarbonico (FKM), barre d'acciaio e viti per il serraggio della pila, isolatori e raccordi. La singola cella (cella unitaria) è l'unità più piccola della batteria. Il nucleo della cella è composto da una membrana Nafion inserita tra due feltri di carbonio, che funge da elettrodi porosi conduttori. I feltri di carbonio sono a loro volta posti davanti a piastre bipolari di grafite, che hanno due scopi: le loro scanalature consentono all'elettrolita di fluire e bagnare l'elettrodo davanti a loro, la loro conduttività consente agli elettroni di circolare dall'anodo al catodo e viceversa. La membrana subisce un trattamento di attivazione in un bagno. Per la compilazione dell'inventario di Nafion sono stati utilizzati i dati della letteratura (Weber et al., 2018; e riferimenti ivi contenuti). Il feltro di carbonio è ottenuto dall'ossidazione, carbonizzazione e grafitizzazione di fibre PAN (poliacrilonitrile). Dall'analisi della letteratura (Das, 2011; Johnson e Sullivan, 2014; Minke et al., 2017; Park e Heo, 2015; Achternbosch et al. al., 2003), è stato rilevato un certo disaccordo, in merito alla grande richiesta di energia per svolgere i diversi passaggi. Inoltre, sono stati trovati pochi dettagli riguardo agli input materiali. Pertanto, l'inventario LCI per il feltro di carbonio viene compilato unendo diverse fonti (Das, 2011; Johnson e Sullivan, 2014; Minke et al., 2017; Park and Heo, 2015; Achternbosch et al., 2003). L'analisi considera anche il trasporto dei materiali e le operazioni di taglio laser per membrane polimeriche e feltri di carbonio. Per quanto riguarda il taglio laser, la potenza e l'energia richiesta dall'operazione sono state ottenute come dati primari dalla società GES, e le relative emissioni sono state stimate con l'ausilio di valori di letteratura (Walter et al., 2014), per ottenere le emissioni di particolato, composti organici volatili (VOC) e monossido di carbonio.

Per quanto riguarda lo stack assemblato completo, la caratterizzazione è mostrata in Fig. 3, dove per il calcolo sono stati utilizzati i metodi ReCiPe 2016 più CED. Nella figura gli elementi della pila con un contributo inferiore all'1% sono indicati come "Altro". Per quanto riguarda l'impatto sul riscaldamento globale di vari componenti, sebbene molti materiali potenzialmente impattanti siano presenti nelle 50 celle unitarie, il loro contributo complessivo non supera il 22% nell'intero stack. Le guarnizioni in FKM (38%) e le piastre in alluminio (36%) costituiscono invece i componenti più pesanti. In termini assoluti le emissioni complessive per la produzione di 1 MWh sono circa 40,17 Kg CO₂eq. Per le lastre di alluminio, le emissioni sono dovute alle operazioni di estrazione e all'energia di processo della produzione di alluminio. Per le guarnizioni in FKM, il principale responsabile del riscaldamento globale è il clorodifluorometano. Le guarnizioni FKM sono realizzate in Viton[®], che è un fluoroelastomero, in parte ottenuto dalle stesse sostanze del Nafion. Anche per le guarnizioni FKM (Viton[®]) è stato progettato un modello *ad hoc*, sulla base delle



informazioni ricevute dal produttore della batteria (vedi Supporting Information). Per quanto riguarda le sostanze responsabili della CO2eq rilasciata nell'ambiente, nel caso delle lastre di alluminio è quasi completamente anidride carbonica, mentre per le guarnizioni in fluoroelastomero queste si dividono tra emissioni dirette di CO₂ ed emissioni di trifluorometano (HCF-23).



^{3.1 -} Figura 3. Analisi dello stack della RFB

Le guarnizioni in FKM si rivelano particolarmente gravose anche per la categoria "Straspheric Ozone Depletion". Nelle altre categorie il contributo dei sigilli diminuisce sensibilmente. È la produzione di triclorometano e clorodifluorometano, con le relative emissioni nell'aria di tetraclorometano (CFC-10) e diclorofluorometano (CFC-12), che determina un valore così alto (89,4%) nella categoria "Straspheric Ozone Depletion". Oltre al suddetto impatto sul "Global Warming", le lastre d'alluminio hanno un impatto significativo in altre categorie a causa delle operazioni minerarie e dei processi metallurgici che sono responsabili dei valori elevati. In termini generali si osserva che una possibilità di miglioramento ambientale può essere ottenuta con un diverso sistema di bloccaggio del pacco; infatti, sia le guarnizioni in FKM che le piastre in alluminio servono a serrare e sigillare il camino ed evitare perdite di elettrolito dal camino. Una strategia più sostenibile dovrebbe implicare i) materiali diversi e più rispettosi dell'ambiente e/o ii) un uso più efficiente degli input materiali. In SI viene presentata un'analisi dettagliata dei materiali plastici impiegati nella batteria di flusso.

Analisi degli elettroliti

La riserva di energia della batteria sono le soluzioni elettrolitiche. Le soluzioni elettrolitiche sono contenute in serbatoi e scorrono attraverso il camino durante la carica/scarica; la quantità e



il tipo di elettroliti determinano l'energia che può essere immagazzinata nell'RFB. La batteria analizzata ha una capacità di accumulo di 15 kWh. Gli elettroliti sono composti da 400 litri di soluzione acquosa di acido antrachinone disolfonico (anolita), con una concentrazione in peso del 18%, e 400 litri di soluzione acquosa di acido bromidrico (catolita), concentrazione del 34%, per una densità energetica calcolata di 18,72 Wh/Kg. Le soluzioni elettrolitiche sono contenute in contenitori di polietilene ad alta densità e ogni serbatoio è dotato di un filtro a carboni attivi, utilizzato per trattenere l'eventuale sviluppo di gas dalle soluzioni elettrolitiche. Il modello LCA per i componenti energetici comprende le soluzioni elettrolitiche, i serbatoi ei filtri, mentre tra i componenti periferici sono incluse le pompe per il ricircolo degli elettroliti.

A causa della quantità di elettroliti, l'analisi di queste sostanze risulta essere fondamentale per una corretta valutazione complessiva della batteria. Pertanto, è stata effettuata un'analisi approfondita dei metodi di produzione di HBr e AQDS. L'HBr, come molti altri composti del bromo, è prodotto dal bromo (Br₂). Il bromuro di idrogeno è l'ultimo passaggio di una catena di produzione chimica completa, che prevede l'estrazione di salamoia ricca di Br⁻ da bacini salati e l'ossidazione di Br- a Br₂ con cloro gassoso ($Cl_{2(g)} + 2Br_{(aq)} \rightarrow Br_{2(l)} + 2Cl_{(aq)}$) (Miri 1999).

Infine, HBr si ottiene secondo la reazione chimica:

$$H_{2(g)} + Br_{2(g)} \rightleftharpoons 2HBr_{(g)}.$$

Di solito viene utilizzato un piccolo eccesso di idrogeno. La reazione avviene ad alta temperatura (500 °C), alla quale tutti i reagenti e il prodotto sono in forma gassosa. Quindi HBr subisce una fase di rimozione del gas non reagito, viene raffreddato e assorbito in acqua. Infatti, il bromuro di idrogeno viene solitamente fornito come soluzione acquosa (Miri 1999). Pertanto, l'inventario per la produzione di HBr (che non è presente nel database di Ecoinvent) è stato ottenuto modificando l'inventario di Ecoinvent per la produzione di acido cloridrico, tra cloro gassoso e idrogeno, coerentemente con i processi descritti in precedenza. Per quanto riguarda il Br₂, è prodotto principalmente per estrazione da bacini idrici, particolarmente ricchi di sali, tra cui alcuni sali bromuri. L'LCI per l'estrazione e la purificazione del bromo è stato modellato sui processi implementati nel Mar Morto. Nel 1998 Israele era il secondo produttore di Br₂ e la quantità estratta dal Mar Morto rappresentava il 38% della produzione mondiale di bromo (Miri, 1999). L'estrazione dei sali di bromo, solitamente insieme a molti altri sali, avviene dalle vasche di evaporazione. Da queste grandi vasche di evaporazione si estraggono cloruro di sodio e una potassa, ricchi di diversi sali (magnesio, potassio, bromo). Attraverso il passaggio successivo, viene isolata una frazione di acqua ricca di bromo, con una concentrazione di ioni bromo di 10-12 g/L (Miri, 1999), che garantisce un'elevata produttività. Le salamoie ricche di Br- vengono successivamente riscaldate e reagiscono con il cloro gassoso, in modo da separare il bromo sotto forma di gas e, infine, per separazione e distillazione si ottiene il Br₂ liquido. Per quanto riguarda l'antrachinone acido disolfonico, le fasi principali del processo produttivo sono schematizzate nella Figura 4 e tratte da Dieterich et al. (2018).





3.1 - Figura 4. Schema del processo produttivo della sintesi dell'acido antrachinon-2,6-disolfonico

Nel presente studio è stata considerata nel modello LCA l'intera filiera di produzione dell'AQDS, a partire dal catrame grezzo, e includendo tutti i processi di raffinazione, ossidazione e solfonazione. Inoltre, nel modello viene preso in considerazione anche il trasporto.

Un'indagine sui metodi di produzione dell'antrachinone ha rivelato l'esistenza di diverse vie di sintesi per l'ossidazione dell'antracene: l'ossidazione avviene direttamente da un flusso d'aria o, in alternativa, un sale di cromo viene utilizzato come agente ossidante (Dieterich et al., 2018). Data la mancanza di informazioni precise sulle quote globali delle vie di sintesi dell'antrachinone, si è quindi deciso di condurre un'analisi di sensitività considerando due scenari:

i) AQDS prodotto per solfonazione dell'antrachinone, ottenuto per ossidazione in aria dell'antracene

ii) AQDS prodotto per solfonazione dell'antrachinone, ottenuto per ossidazione con bicromato di sodio (Na₂Cr₂O₇) dell'antracene

Questa analisi ha permesso di ottenere informazioni utili su passaggi critici e/o materiali, coinvolti in diversi percorsi sintetici. Inoltre, ha permesso di valutare quale sintesi sia più ecosostenibile, soprattutto in considerazione di una scale-up industriale.

Il primo confronto presentato in Figura 5 (b) mostra le emissioni di gas serra (GHG) espresse in Kg CO₂ equivalenti per le componenti di accumulo di energia, calcolate per i due scenari i) e ii). Le emissioni, per il caso dell'elettrolita AQDS preparato da antrachinone ossidato in aria, sono pari a 12,7 Kg CO₂eq per MWh fornito, mentre per il caso dell'antrachinone da ossidazione con emissioni di bicromato sono pari a 18,0 Kg CO₂eq. L'utilizzo dell'AQDS da ossidazione con bicromato di sodio ha, in termini di emissioni di CO₂eq, un impatto 1,4 volte maggiore dell'AQDS da ossidazione in aria; in altre parole, l'adozione dell'AQDS ottenuto con la via di sintesi i) consente un risparmio del 29,5% delle emissioni di GHG rispetto all'AQDS di sintesi ii). Il diagramma a barre di Fig. 5 (b) mostra come il contributo principale alle emissioni di GHG sia dovuto all'elettrolita AQDS/AQDSH₂, con il 57,3% delle emissioni totali nel caso i) e il 69,8% nel caso ii), seguito dall'elettrolita Br⁻/Br₂, i serbatoi in polietilene ad alta densità (HDPE) e infine i filtri a carboni attivi.

Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8



3.1 - Figura 5. a) produzione dell'AQDS a partire dall'antracene, b) emissioni gas serra (GHG) in Kg CO2 eq. per le componenti di accumulo di energia, per i due scenari i) e ii), c) analisi di impatto ambientale calcolati con i metodi ReCiPe 2016 Midpoint e CED

Nel caso dell'AQDS sintetizzato dalla via "ossidazione nell'aria", i processi che incidono maggiormente sulle emissioni di GHG sono il trasporto intercontinentale, in quanto il fornitore si trova negli USA, antracene, energia e vapore necessari per l'ossidazione. Al contrario, nel caso dell'AQDS sintetizzato per via "ossidazione tramite bicromato di sodio", sono la produzione di bicromato di sodio e l'energia della fase di ossidazione i principali fattori responsabili dell'impatto.

Estendendo l'analisi di impatto ambientale ad altre categorie, i risultati per i casi i) e ii) sono presentati in Fig. 5 (c), calcolati con i metodi ReCiPe 2016 Midpoint e CED. I risultati sono riportati come valori percentuali in un grafico radiale. Sebbene non sia mostrato nel grafico radiale, va notato che l'impatto dell'elettrolita AQDS/AQDSH₂ è sempre predominante nei componenti di accumulo di energia in tutte le categorie e per entrambe le vie di sintesi. Infatti, per l'elettrolita con AQDS da ossidazione in aria esiste un valore compreso tra il 56,1% (CED) e il 74,0% Freshwater Eutrophication) in tutte le categorie, ad eccezione della "Mineral Resource Scarsity" 27,3% (l'elettrolita Br⁻/Br₂ ha il 72,7%). Per l'elettrolita AQDS da dicromato di sodio, il valore è compreso tra 65,0% (CED) e 99,7% ("Human Carcinogenic Toxicity") in tutte le categorie, ad eccezione di "Mineral Resource Scarsity" 30,6% (l'elettrolita Br⁻/Br₂ ha il 69,4%).

La figura mostra chiaramente che l'impatto ambientale dei componenti di accumulo di energia, quando l'elettrolita AQDS è ottenuto per ossidazione da bicromato, è sempre maggiore: in questo caso l'analisi LCA evidenzia come, anche nel caso di sostanze che hanno una migliore "reputazione" verde, la scala verso la sintesi industriale porta spesso a risultati inaspettati dal



punto di vista degli impatti ambientali. L'unica categoria in cui non si verifica è la "Mineral Resource Scarsity", dove l'elettrolita Br⁻/Br₂ ha i valori più alti e c'è pochissima differenza per le sintesi i) e ii). Nella categoria "Human Carcinogenic Toxicity" la differenza è molto ampia (l'AQDS da ossidazione in aria ha un valore dello 0,6% rispetto all'AQDS da dicromato), ciò è dovuto a una piccola frazione delle emissioni di cromo (VI) nell'acqua, il che è comunque sufficiente a rendere la tossicità della sintesi ii) estremamente elevata. Per molte categorie di impatto, il carico ambientale è molto simile a quello riscontrato nel "Global Warming", ovvero trasporto, antracene ed energia di processo, per AQDS dall'ossidazione nell'aria, e la produzione di bicromato di sodio e l'energia nel processo di ossidazione, per AQDS da dicromato. Nelle categorie "Terrestrial Acidification" e "Fine Particulate Matter Formation" si segnala il contributo dell'acido solforico, utilizzato nelle soluzioni elettrolitiche e nella reazione di solfonazione dell'antrachinone. Nella categoria "Terrestrial Ecotoxicity" c'è anche un moderato apporto di acido solforico; le principali emissioni di questa categoria provengono infatti da rame, zinco e acido solforico rilasciati nell'aria. Nella categoria "Freshwater Ecotoxicity", per AQDS dalla reazione ii), il danno di ecotossicità dovuto al processo di ossidazione è molto forte, come conseguenza delle emissioni di cromo in acqua dai residui della produzione di bicromato.

Inoltre, un recente articolo riporta una via sintetica alternativa e promettente per l'ossidazione elettrochimica *in situ* degli elettroliti antrachinonici (Jing et al. 2020). Purtroppo al momento non è realizzabile un confronto LCA che integri questa procedura sintetica. I risultati riportati da Jing et al. riguardano un impianto in cui l'elettrolita positivo è il ferrocianuro. Rispetto al presente studio, il diverso elettrolita positivo non consente di utilizzare i risultati di Jing et al per costruire un altro scenario LCA di produzione di AQDS, senza ulteriori approfondimenti. Tuttavia, possiamo già qualitativamente anticipare, che l'assenza di sostanze pericolose e l'uso dell'elettricità come vettore energetico (nessuna conversione termochimica) può rappresentare un vantaggio ambientale.

Analisi delle componenti periferiche

L'ultima parte dell'analisi RFB semi-organica riguarda i componenti periferici, che sono tutti gli elementi che non sono direttamente collegati all'alimentazione della batteria (stack) o alla riserva di energia (serbatoi con elettroliti). In questa categoria rientrano quindi i BMS (Battery Management System), le tubazioni, le pompe per elettroliti, i serbatoi di contenimento e le pareti esterne della batteria.

Analisi del funzionamento della batteria (fase di utilizzo) e del ciclo di vita completo

Dopo aver analizzato i componenti della batteria semiorganica, è stato analizzato l'assemblaggio dell'intera batteria, per valutare l'impatto complessivo del sistema di accumulo di energia e determinare il contributo relativo dei singoli componenti. La fase di assemblaggio ha previsto gli apporti energetici delle operazioni di saldatura e l'utilizzo di trapano e seghetto alternativo per l'assemblaggio degli elementi. Inoltre, all'analisi è stato aggiunto il funzionamento dell'RFB lungo la sua vita. L'RFB semi-organico è destinato ad essere utilizzato in applicazioni stazionarie come supporto per la generazione di energia rinnovabile. Pertanto, la fase di utilizzo è modellata come 10000 cicli di carica/scarica in 15 anni (circa 2 cicli al giorno), da un sistema



fotovoltaico domestico (FV) sul tetto. Con i parametri di Tabella 1 corrisponde a 120 MWh di energia scaricata e 171,4 MWh di energia da fotovoltaico. Diversamente da Weber et al. (2018), nella fase di utilizzo è stata inclusa non solo l'energia dovuta alle inefficienze della batteria, ma tutta l'energia in ingresso.

La Figura 6 mostra i risultati dell'analisi completa per la produzione e il funzionamento (dalla culla al cancello) dell'RFB semi-organico. In Fig. 6, l'elettrolita AQDS considerato è quello ottenuto dall'antrachinone per ossidazione attraverso flusso d'aria, in quanto è stato precedentemente verificato che questa via è la più ecosostenibile. Quindi, questo scenario è stato scelto per la sintesi dell'antrachinone.



3.1 - Figura 6. Risultati dell'analisi completa per la produzione e il funzionamento dell'RFB semi-organico

Va notato che la fase di utilizzo ha l'impatto maggiore in quasi tutte le categorie, ad eccezione di "Stratospheric Ozone Depletion" (10,3%) e "Mineral Resource Scarcity" (42,5%). Per il "Global Warming", la quota della fase di utilizzo è del 59,2% (il 40,8% è dovuto alla produzione di batterie), e sale al 92,9% per "Terrestrial Ecotoxicity". In tutte queste categorie il carico ambientale del funzionamento a batteria è ereditato dalla produzione, installazione e utilizzo dei moduli fotovoltaici. Per il metodo Cumulative Energy Demand (CED) la fase di utilizzo copre l'88,4% del valore totale. Tuttavia, l'82% di tale valore proviene da fonti rinnovabili. Per il semi-organico RFB, invece, la quota di CED proveniente da fonti rinnovabili è del 5,8%; è interessante notare che questa proporzione è maggiore per il sottosistema di alimentazione (8,7%) rispetto agli elettroliti (2,4%). Nella categoria "Stratospheric Ozone Depletion" l'87,5% dell'impatto è dovuto al sottosistema di alimentazione. I dati evidenziano quanto sia pesante per le emissioni di CFC la produzione di tetrafluoroetilene, una sostanza coinvolta nella produzione del Sale giustifica una percentuale di elettroliti del 46,0%. Per quanto riguarda la sola produzione e assemblaggio della batteria, il componente di maggiore impatto è lo stack, che in media contribuisce per la metà



dell'impatto in tutte le restanti categorie. Per un'ispezione di tutti i valori assoluti, per brevità si rimanda alle tabelle presenti nel materiale di supporto nell'articolo pubblicato sotto l'egita di ComESto "Di Florio, G., Pucher, I., Todeschi, P., Baratto, M.C., Basosi, R., & Busi, E. (2022). Assessment of semi-organic electrolytes for redox flow battery: Life cycle assessment as a tool to steer industry toward green chemistry. JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION, 343, 1-11".

I risultati di questa analisi evidenziano che in media l'impatto degli elementi relativi all'accumulo di energia è basso. Questo potrebbe sorprendere, soprattutto in considerazione della grande quantità di materiale utilizzato per l'accumulo di energia. Inoltre, i risultati ottenuti per altre soluzioni elettrolitiche sono generalmente molto più elevati; per esempio. per gli elettroliti di vanadio (Weber et al., 2018), l'impatto sul riscaldamento globale è di circa il 90% (molto simile alla frazione di massa, 85%), mentre nel caso di RFB semi-organico, l'impatto sul riscaldamento globale degli elettroliti è di circa il 18,3% (considerando solo la produzione di batterie). Per ottenere una spiegazione di tale divario rilevante, è necessario un confronto più approfondito tra i due sistemi. Alcune indicazioni parziali possono essere ottenute rendendo i parametri di sistema del presente studio coerenti con Weber et al.: nel caso in cui la frazione di elettroliti rispetto al peso totale della batteria semiorganica venga portata dal 52% effettivo all'85%, come in Weber et al., la percentuale dell'effetto degli elettroliti semiorganici sul "Global Warming" aumenterebbe dal 18,3% al 54%. Inoltre, il rapporto tra riserva di energia e potenza della batteria è di 8,3 kWh/kW in Weber et al., mentre per RFB del presente studio questo rapporto è pari a 3 kWh/kW. Rendendo il rapporto energia/potenza uniforme a un valore di 8,3 per entrambi gli RFB, l'impatto degli elettroliti semiorganici sul "Global Warming" sarebbe di circa il 38,3%. Una spiegazione di questo comportamento è che il sottosistema di alimentazione della batteria studiata ha un impatto maggiore rispetto a quello analizzato in Weber et al. (2018). Tuttavia, questa sola ragione non può giustificare pienamente la differenza osservata; le precedenti osservazioni mostrano chiaramente che, anche armonizzando i parametri della batteria, le soluzioni elettrolitiche a base di queste specie semiorganiche risultano essere più vantaggiose dal punto di vista ambientale rispetto a quella a base di pentossido di vanadio. Nella sezione successiva ulteriori dati confermano questa conclusione.

Confronto tra i due tipi di batterie a flusso redox: semi-organiche vs vanadio.

La batteria semiorganica è stata confrontata con una simile batteria al vanadio, ovvero una batteria della stessa potenza (5 kW) e con la stessa riserva di carica (15 kWh). Per il confronto sono rimaste invariate le componenti periferiche, mentre sono state modificate le componenti energetiche e il sottosistema di potenza, tenendo conto dell'utilizzo dell'elettrolita di vanadio. L'inventario dell'elettrolita di pentossido di vanadio (V₂O₅) è stato ricostruito da Weber et al. (2018), che presenta un'analisi molto dettagliata della produzione della soluzione elettrolitica basata su V₂O₅. Data la diversa densità di energia tra gli elettroliti AQDS e Br₂ (18,72 Wh/Kg) e l'elettrolita al vanadio [30,5 Wh/Kg, calcolato da Weber et al. (2018) e in linea con i dati della letteratura (Chen et al., 2009)], sono stati presi in considerazione due serbatoi in HDPE da 228 litri ciascuno per l'accumulo di energia, contenenti un totale di 365 litri di soluzione di vanadio (del peso di circa 500 kg). Il volume dell'elettrolita di vanadio corrisponde a una quantità molto inferiore rispetto all'elettrolita semiorganico (400 litri di anolita + 400 litri di catolita).



Considerando il potenziale delle cellule redox più elevato dell'elettrolita di vanadio (1,26 V) (Weber et al., 2011; Jiang et al., 2020), lo stack è stato dotato di sole 34 singole celle (50 per l'RFB semi-organico), per ottenere lo stesso potenziale di uscita della batteria. Per le batterie a flusso redox al vanadio sono stati riportati diversi parametri operativi (Jiang et al., 2020; Uhring et al., 2016; Skyllas-Kazacos et al., 2010; Alotto et al., 2014). Ad esempio, la densità di corrente può variare tra 10 e 1000 mA/cm² (Jiang et al., 2020; Skyllas-Kazacos et al., 2014), a seconda del design della batteria, e con una membrana Nafion di solito è nell'intervallo 80-140 mA/cm². L'intervallo definito dalle stime include i parametri utilizzati in questo studio (ad es. la densità di corrente è di circa 100 mA/cm²). Per quanto riguarda il funzionamento, in termini di numero di cicli, anni di funzionamento ed efficienza di andata e ritorno, i parametri possono essere considerati molto simili per i due sistemi e quindi è stato omesso nello studio comparativo. Pertanto, il confronto è stato limitato alla fase di produzione delle due batterie.

Per meglio evidenziare le peculiarità degli elettroliti metallici e semiorganici, è stato effettuato il confronto tra la quantità di elettrolita corrispondente a 1 kWh di energia immagazzinata. Una caratterizzazione completa utilizzando il metodo ReCiPe è mostrata in Fig. 7, dove l'incidenza di 1 kWh di soluzioni elettrolitiche AQDS e Br₂, con AQDS dall'ossidazione dell'antracene nell'aria e dall'ossidazione dell'antracene con bicromato di sodio e vanadio è rappresentata da un diagramma radiale.



3.1 - Figura 7. Caratterizzazione completa di elettroliti metallici e semiorganici utilizzando il metodo ReCiPe

La Figura 7 mostra che per la maggior parte delle categorie le soluzioni elettrolitiche a base di AQDS/Br₂ si hanno prestazioni migliori rispetto a quelle a base di vanadio. Ciò è particolarmente vero quando si utilizza l'ossidazione in aria dell'antracene per ottenere l'AQDS. Per quanto riguarda gli impatti ambientali dell'elettrolita a base di vanadio, il contributo al "Global Warming" è dovuto principalmente ai processi di produzione di V₂O₅ a monte. Le forti emissioni di questi processi derivano dall'effetto combinato dell'elevato consumo di energia elettrica, utilizzata



nell'attività di estrazione del vanadio, e dal verificarsi di tali attività in Sud Africa, dove il mix elettrico è principalmente basato sul carbone (Weber et al. ., 2018). Nelle varie categorie legate alla formazione di ozono, alla formazione di particolato e all'acidificazione, l'incidenza dell'elettrolita di vanadio è dovuta principalmente all'elevato utilizzo di energia elettrica nei processi di conversione dei materiali, alla produzione di V₂O₅ e alla riduzione della magnetite. Nelle categorie di eutrofizzazione e tossicità umana, invece, il trattamento dei rifiuti minerari presenta le emissioni più elevate. Nella "Terrestrial Ecotoxicity", le emissioni di metalli pesanti (principalmente zinco e mercurio), legati ai processi metallurgici e al recupero di V₂O₅ dalle scorie di produzione, sono responsabili dell'impatto dell'elettrolita di vanadio. Tuttavia, per un gruppo di categorie, vale a dire "Freshwater Ecotoxicity", "Human Carcinogenic Toxicity" e "Mineral Resource Scarcity", la soluzione elettrolitica a base di AQDS (da ossidazione con dicromato di sodio) e HBr mostra il carico più pesante. Nelle categorie di tossicità, la produzione e il trattamento dei rifiuti di bicromato di sodio determina l'altissimo impatto dell'elettrolita AQDS. Tuttavia, in queste categorie l'impatto relativo agli elettroliti AQDS/Br2 dall'ossidazione nell'aria è piuttosto basso e largamente inferiore anche all'elettrolita di vanadio. Per questi motivi, quando si cerca l'applicazione di nuovi materiali, i reagenti ei processi di sintesi devono essere valutati attentamente. I processi produttivi, infatti, possono prevedere fasi ad alto impatto ambientale, che hanno l'effetto finale di intaccare una delle caratteristiche più ricercate di questi materiali: essere un'alternativa flessibile ed ecologicamente più sostenibile rispetto ai materiali tradizionali. Nel caso del presente studio, l'uso di un agente ossidante altamente tossico provoca ingenti danni ambientali, soprattutto per le categorie di tossicità. Un quadro diverso riguarda la "Mineral Resource Scarcity", per la quale la grande quantità di Br₂ utilizzata, come già osservato, dà il contributo maggiore. Quindi, entrambe le vie sintetiche per AQDS mostrano praticamente lo stesso valore.

Infine, la Figura 8 illustra il confronto tra le due batterie con il Metodo ReCiPe:

- Semiorganico con AQDS ottenuto per via sintetica di ossidazione dell'antracene in aria

- A base di pentossido di vanadio





3.1 - Figura 8. Confronto tra le due batterie con il metodo ReCiPe

L'RFB a base di elettroliti semiorganici si rivela ecologicamente più vantaggioso dell'RFB a base di vanadio in diverse categorie di impatto. Le differenze tra le due batterie sono più evidenti per le categorie in cui il contributo di elettroliti è maggiore, come le categorie di "Ozone Formation", "Fine Particulate Matter Formation", "Terrestrial Acidification", "Terrestrial Ecotoxicity" e "Human Carcinogenic Toxicity". Nelle categorie in cui è prevalente il contributo del sottosistema di alimentazione o dei componenti periferici, "Freshwater Eutrophication" e "Global Warming", la differenza è minore. Tuttavia, dall'analisi dell'incertezza si nota che la piccola differenza nel "Global Warming", sebbene ancora vantaggiosa per la batteria semi-organica, non è supportata da statistiche sufficientemente solide per affermare quale batteria ha prestazioni migliori. D'altra parte, nelle tre categorie "Stratospheric Ozone Depletion", "Mineral Resource Scarcity" e per il metodo "CED", la RFB semi-organica mostra valori di impatto più elevati. Anche in questo caso le differenze sono piuttosto piccole e l'analisi dell'incertezza rivela risultati diversi: per le categorie di ozono e risorse minerarie, la differenza è maggiore dell'incertezza associata ai dati. Al contrario, considerare l'incertezza in CED porta ad avere uguale probabilità di avere il valore più grande per un sistema di batterie o per l'altro. Come già accennato, il confronto non è stato esteso alla fase di fine vita. Tuttavia, va notato che, rispetto ad altri sistemi di accumulo di energia (Weber et al., 2018; Da Silva Lima et al., 2021), la facilità di riciclaggio potrebbe comportare un beneficio ambientale. Inoltre, soprattutto per quanto riguarda l'applicazione stazionaria, può essere un fattore determinante anche per la penetrazione degli RFB nel mercato. Tecnologie più sostenibili e l'adozione di concetti di economia circolare saranno sempre più necessari nei prossimi anni. Di conseguenza, seguire i risultati ottenuti con la metodologia LCA può guidare lo sviluppo di sistemi di accumulo di energia e facilitare l'espansione di queste tecnologie.



L'analisi ha dimostrato che la batteria semi-organica a flusso redox è dal punto di vista ambientale una valida alternativa alla più comune batteria a flusso redox al vanadio. C'è un vantaggio ambientale dall'adozione di un elettrolita semiorganico rispetto all'elettrolita di vanadio, particolarmente significativo in alcune categorie di impatto. Tuttavia, occorre prestare molta attenzione al metodo di produzione della componente organica della soluzione elettrolitica. Cruciale è l'agente ossidante usato per convertire l'antracene in antrachinone; nel caso di una sostanza tossica, anche minime emissioni nell'ambiente lungo la filiera produttiva determinano un forte deterioramento delle prestazioni ambientali, soprattutto per le categorie di tossicità, determinando talvolta un peggioramento anche rispetto al vanadio. Dal punto di vista dell'ecodesign, per la batteria come analizzata nel presente lavoro, un sistema di bloccaggio diverso e più efficiente dal punto di vista ambientale ridurrebbe l'impatto del sottosistema di alimentazione. Per quanto riguarda gli elettroliti semiorganici, come risultato generale, il presente studio rivela che qualsiasi sforzo per migliorare le proprietà elettrochimiche degli elettroliti organici, ad es. aumentare la densità di energia, espandere il potenziale cellulare, ecc., porterebbe anche a benefici ambientali. I miglioramenti di tali proprietà dei materiali non solo ottengono maggiori prestazioni tecniche, ma sono anche accompagnati da un migliore profilo ambientale. Va però sottolineata l'importanza di scegliere adeguate strategie di sintesi per ottenere le proprietà dei materiali desiderate: di grande rilevanza, infatti, è la sostenibilità dell'intera filiera produttiva e di approvvigionamento. Devono essere preferite sintesi alternative e più "verdi", che dovrebbero rimanere un focus importante verso un'economia dell'industria chimica meno inquinante. In generale, ulteriori risultati sugli effetti ambientali degli elettroliti organici potrebbero provenire da sostanze attive redox organiche ottenute da fonti vegetali.

Questo studio mostra anche ancora una volta come la LCA possa essere uno strumento importante per la previsione delle criticità ambientali quando si passa alla fase industriale di un determinato prodotto.

Per ulteriori approfondimenti, per l'inventario dettagliato e per l'analis dell'incertezza si rimanda al materiale di supporto dell'articolo pubblicato sotto l'egida di ComESto:

Di Florio, G., Pucher, I., Todeschi, P., Baratto, M.C., Basosi, R., & Busi, E. (2022). Assessment of semi-organic electrolytes for redox flow battery: Life cycle assessment as a tool to steer industry toward green chemistry. JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION, 343, 1-11 [10.1016/j.jclepro.2022.130899]



BIBLIOGRAFIA

Achternbosch, M.; Braeutigam, K. R.; Kupsch, C.; Ressler, B.; Sardemann, G., 2003. Analyse der Umweltauswirkungen bei der Herstellung, dem Einsatz und der Entsorgung von CFK-bzw. Aluminiumrumpfkomponenten. Karlsruhe: Forschungszentrum Karlsruhe GmbH ISSN 0947-8620.

Alotto, P.; Guarnieri, M.; Moro, F., 2014. Redox flow batteries for the storage of renewable energy: A review. Renew. Sust. Energ. Rev., 29, 325-335. https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.08.001

Arbabzadeh, M.; Johnson, J.X.; Keoleian, G.A.; Rasmussen, P.G.; Thompson, L.T., 2016. Twelve principles for green energy storage in grid applications. Environ. Sci. Technol., 50 (2), 1046-1055. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03867.

Beh, E. S.; De Porcellinis, D.; Gracia, R. L.; Xia, K. T.; Gordon, R. G.; Aziz, M. J., 2017. A Neutral pH Aqueous Organic-Organometallic Redox Flow Battery with Extremely HighCapacity Retention. ACS Energy Letters, 2, 639-644. <u>https://doi.org/10.1021/acsenergylett.7b00019</u>

Brushett, F. R.; Aziz, M. J.; Rodby, K. E., 2020. On Lifetime and Cost of Redox-Active Organics for Aqueous Flow Batteries. ACS Energy Letters, 5(3), 879-884. https://doi.org/10.1021/acsenergylett.0c00140

Chen, H.; Cong, T. N.; Yang, W.; Tan, C.; Li, Y.; Ding, Y., 2009. Progress in electrical energy storage system: A critical review. Prog. Nat. Sci., 19, 291-312. https://doi.org/10.1016/j.pnsc.2008.07.014

Chen, J.-Y.; Hsieh, C.L.; Hsu, N.Y.; Chou, Y.S.; Chen, Y.S., 2014. Determining the Limiting Current Density of Vanadium Redox Flow Battery. Energies, 7, 5863-5873. https://doi.org/10.3390/en7095863

Chen, Q.; Eisenach, L.; Aziz, M. J., 2016. Cycling Analysis of a Quinone-Bromide Redox Flow Battery. J. Electrochem. Soc., 163, 1, A5057-A5063. <u>https://doi.org/10.1149/2.0081601jes</u>

Comello, S.; Reichelstein, S., 2019. The emergence of cost effective battery storage. Nature Commun., 10. <u>https://doi.org/10.1038/s41467-019-09988-z</u>

Da Silva Lima, L.; Quartier, M.; Buchmayr, A., Sanjuan-Delmas, D.; Laget, H.; Corbisier, D.; Mertens, J.; Dewulf, J., 2021. Life cycle assessment of lithium-ion batteries and vanadium redox flow batteries-based renewable energy storage systems. Sustainable Energy Technologies and Assessment, 46, 101286-101299. <u>https://doi.org/10.1016/j.seta.2021.101286</u>

Darling, R. M.; Gallagher, K. G.; Kowalski, J. A.; Ha, S.; Brushett, F. R., 2014. Pathways to low-cost electrochemical energy storage: a comparison of aqueous and nonaqueous flow batteries. Energy Environ. Sci., 7, 3459-3477.

Das, S., 2011. Life cycle assessment of carbon fiber-reinforced polymer composites. Int. J. Life Cycle Assess., 16, 268-282. <u>https://doi.org/10.1007/s11367-011-0264-z</u>

Denholm, P. and Holloway, T. 2005. Improved accounting of emissions from utility energy storage system operation. Environ. Sci. Technol., 39 (23), 9016-9022. https://doi.org/10.1021/es0505898



Dieterich, V.; Milshtein, J. D.; Barton, J. L.; Carney, T. J.; Darling, R. M.; Brushett, F. R., 2018. Estimating the Cost of Organic Battery Active Materials: A Case Study on Anthraquinone Disulfonic Acid. Transl. Mater. Res. 5(034001). <u>https://doi.org/10.1088/2053-1613/aacb0e</u>

Gerhardt, M. R.; Tong, L.; Gomez-Bombarelli, R.; Chen, Q.; Marshak, M.P.; Galvin, C.J.; Aspuru-Guzik, A.; Gordon, R.G.; Aziz, M.J., 2017. Anthraquinone Derivatives in Aqueous Flow Batteries. Adv. Energy Mater., 7, 1601488. <u>https://doi.org/10.1002/aenm.201601488</u>

Goulet, M.-A.; Aziz, M. J., 2018. Flow Battery Molecular Reactant Stability Determined by Symmetric Cell Cycling Methods. J. Electrochem. Soc., 165 (7) A1466-A1477. https://doi.org/10.1149/2.0891807jes

He, H.; Tian, S.; Tarroja, B.; Ogunseitan, O. A.; Samuelsen, S.; Schoenung J. M., 2020. Flow battery production: Materials selection and environmental impact. J. of Clean. Prod., 269, 121740-8. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121740

Hu, B.; Luo, J.; Hu, M.; Yuan, B.; Liu, T. L., 2019. A pH-Neutral, Metal-Free Aqueous Organic Redox Flow Battery Employing an Ammonium Anthraquinone Anolyte. Angew. Chem. Int. Ed., 58, 2-10. <u>https://doi.org/10.1002/anie.201907934</u>

Huskinson, B.; Marshak, M.P.; Suh, C.; Er, S.; Gerhardt, M.R.; Galvin, C.J.; Chen, X.; Aspuru-Guzic, A.; Gordon, R.G.; Aziz, M.J., 2014. A metal-free organic-inorganic aqueous flow battery. Nature, 505, 195-198. <u>https://doi.org/10.1038/nature12909</u>

IPCC, 2014. Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II, III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneve, Switzerland, 151 pp. ISBN 978-92-9169-143-2

ISO. 14040:2006, https://www.iso.org/standard/37456.html (accessed 1-07-2021).

ISO. 14044:2006, https://www.iso.org/standard/38498.html (accessed 1-07-2021).

Janoschka, T.; Martin, N.; Friebe, C.; Morgenstern, S.; Hager, H.; Hiller, M.D.; Schubert, U.S., 2015. An aqueous, polymer-based redox-flow battery using non-corrosive, safe, and low-cost materials. Nature, 527, 79-81 <u>https://doi.org/10.1038/nature15746</u>

Janoschka, T.; Martin, N.; Hager, M.D.; Schubert, U.S., 2016. An Aqueous Redox-Flow Battery with High Capacity and Power: The TEMPTMA/MV System. Angew. Chem. Int. Ed., 55 (46), 14427-14430. <u>https://doi.org/10.1002/anie.201606472</u>

Jiang, H. R.; Sun, J.; Wei, L.; Shyy, W.; Zhao, T. S., 2020. A high power density and long cycle life vanadium redox flow battery. Energy Storage Mater., 24, 529-540. https://doi.org/10.1016/j.ensm.2019.07.005

Jing, Y.; Wu, M.; Wong, A.A.; Fell, E.M.; Jin, S.; Pollack, D.A.; Kerr, E.F.; Gordon, R.G.; Aziz, M.J.,2020. In situ electrosynthesis of anthraquinone electrolytes in aqueous flow batteries. Green Chem., 22, 6084-6092. <u>https://doi.org/10.1039/D0GC02236E</u>

Johnson, M. C. and Sullivan, J. L, 2014. Lightweight Materials for Automotive Application - An Assessment of Material Production Data for Magnesium and Carbon Fiber. Argonne National Laboratory. <u>https://doi.org/10.2172/1172026</u>

Jones, C.; Gilbert, P.; Stamford, L., 2020. Assessing the climate change mitigation potential of stationary energy storage for electricity grid services. Environ. Sci. Technol., 54 (1), 67-75. https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06231



Kwabi, D. G.; Lin, K.; Ji, Y.; Kerr, E.F.; Goulet, M.A.; Porcellinis, D.D.; Tabor, D.P.; Pollak, D.A.; Aspuru-Guzik, A.; Gordon, R.G.; Aziz, M.J., 2018. Alkaline Quinone Flow Battery with Long Lifetime at pH 12. Joule, 2 (9), 1894-1906. <u>https://doi.org/10.1016/j.joule.2018.07.005</u>

Kwabi, D. G.; Ji, Y.; Aziz, M. J., 2020. Electrolyte Lifetime in Aqueous Organic Redox FlowBatteries:ACriticalReview.Chem.Rev.120,6467-6489.https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.9b00599

Lin, K.; Chen, Q.; Gerhardt, M.R.; Tong, L.; Kim, S.B.; Eisenach, L.; Valle, A.W.; Hardee, D.; Gordon, R.G.; Aziz, M.J.: Marshak, M. P., 2015. Alkaline quinone flow battery. Science, 349 (6255), 1529-1532. <u>https://doi.org/10.1126/science.aab3033</u>

Liu, Y. and Du, J., 2020. A multi criteria decision support framework for renewable energy storage technology selection. J. Cleaner Prod., 277, 122183-94. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122183

Luo, X.; Wang, J.; Dooner, M.; Clarke, J., 2015. Overview of current development in electrical energy storage technologies and the application potential in power system operation. Applied Energy, 137, 511-536. <u>https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.09.081</u>

Minke, C.; Kunz, U.; Turek, T., 2017. Carbon felt and carbon fiber - A techno-economic assessment of felt electrodes for redox flow battery applications. J. Power Sources, 342, 116-124. <u>https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2016.12.039</u>

Miri, K., 1999. Bromine and Bromine Compounds from the Dead Sea, Israel. Products in the Service of People. The Department of Science Teaching, Weizmann Institute of Science.

Moreno Ruiz, E.; Valsasina L.; Brunner, F.; Symeonidis, A.; Fitzgerald, D.; Treyer, K.; Bourgault, G.; Wernet, G., 2018. <u>http://www.ecoinvent.org</u> (accessed 1-08-2020)

Muench, S.; Wild, A.; Friebe, C.; Haeupler, B.; Janoschka, T.; Schubert, U.S., 2016. Polymer-Based Organic Batteries. Chem. Rev., 116, 9438-9684. https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.6b00070

Park, S.J. and Heo. G.Y., 2015. Precursors and Manufacturing of Carbon Fibers. In: Carbon Fibers, 31-66. Springer Eds, 2015. ISBN 978-94-017-9478-7

Skyllas-Kazacos, M.; Kazakos, G.; Poon, G.; Verseema, H., 2010. Recent advances with UNSW vanadium-based redox flow batteries. Int. J. Energy Res., 34, 182-189. https://doi.org/10.1002/er.1658

Uhring, M.; Koenig, S.; Suriyah, M. R.; Leibfried, T., 2016. Lithium-based vs. Vanadium Redox Flow Battery - A Comparison for Home Storage Systems. Energy Procedia, 99, 35-43. <u>https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.10.095</u>

Walter, J.; Hustedt, M.; Staehr, R.; Kaierle, S.; Jaeschke, P.; Suttmann, O.; Overmaeyer, L., 2014. Laser cutting of carbon fiber reinforced plastics - investigation of hazardous process emissions. Physics Procedia, 56, 1153-1164. <u>https://doi.org/10.1016/j.phpro.2016.08.107</u>

Weber, A. Z.; Mench, M. M.; Meyers, J. P.; Ross, P. N.; Gostick, J. T.; Liu, Q., 2011. Redox flow batteries: a revew. J. Appl. Electrochem., 41, 1137-1164. <u>http://dx.doi.org/10.1007/s10800-011-0348-2</u>

Weber, S.; Peters, J. F.; Baumann, M.; Weil, M., 2018. Life Cycle Assessment of a Vanadium Redox Flow Battery. Environ. Sci. Technol., 52, 10864-10873. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02073



Winsberg, J.; Stolze, C.; Muench, S.; Liedl, F.; Schubert, M.D.; Hager, U.S., 2016. TEMPO/Phenazine Combi-Molecule: A Redox-Active Material for Symmetric Aqueous Redox-Flow Batteries. ACS Energy Lett., 1 (5), 976–980. <u>https://doi.org/10.1021/acsenergylett.6b00413</u>

Winsberg, J.; Hagemann, T.; Janoschka, T.; Hager, M. D.; Schubert, U. S., 2017. Redox-Flow Batteries: From Metals to Organic Redox-Active Materials. Angew. Chem. Int. Ed., 56, 686-711. https://doi.org/10.1002/anie.201604925

Yang, B.; Hoober-Burkhardt, L.; Wang, F.; Prakash, G. K. S.; Narayanan, S. R., 2014. An Inexpensive Aqueous Flow Battery for Large-Scale Electrical Energy Storage Based on Water-Soluble Organic Redox Couples. J. Electrochem. Soc., 161 (9), 1371-1380. https://doi.org/10.1149/2.1001409jes



3.2. ANALISI DI MERCATO DEL SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A FLUSSO (A CURA DEL PARTNER GREEN ENERGY STORAGE)

Considerazioni generali sulle Redox Flow Batteries

In generale, un sistema di accumulo dell'energia *ESS-Energy Storage System* si presta ad essere combinato con sistemi di generazione di energia, come impianti fotovoltaici o eolici. Un altro importante vantaggio oltre al livellamento del carico, è la sua funzione di elemento di supporto per le linee di generazione e distribuzione della rete elettrica. È evidente che i sistemi di accumulo energetico sono fondamentali per garantire la potenza disponibile e l'approvvigionamento energetico specialmente durante i periodi di bassa produzione derivante da fonti rinnovabili.

Esistono diversi tipi di ESS a seconda di come si ottiene energia e si dividono principalmente in sistemi di stoccaggio meccanici, elettrici ed elettrochimici come evidenziato in Figura 1.

ESS	Main Advantage	Main Disadvantage	Power	Discharge Time
PHES	High energy capacity	Geographical environment	10 MW-1 GW	10–100 h
CAES	High energy capacity	Geographical environment	10 MW-1 GW	1–50 h
EDLC	High power density	High cost	10 kW-1 MW	1–10 s
Lead-acid	Low cost	Short life cycle	1 kW-10 MW	0.01–1 h
Sodium-sulphur	High energy	Poor safety	100 kW-10 MW	10 h
Lithium-ion	High energy	Poor safety	1 kW-1 MW	0.1–10 h
RFC	High energy density	Low efficiency	100 kW-10 MW	1–10 h
RFB	Flexible design	Low energy density	100 kW-80-90 MW	1–10 h

3.2 - Figura 1. Principali tipologie di storage presenti sul mercato

Al giorno d'oggi, all'interno dei sistemi di accumulo elettrochimici, le ricerche si sono concentrate in modo particolare nelle celle a combustibile e nelle batterie a flusso redox.

Una delle caratteristiche principali delle RFB e delle RFC è l'indipendenza tra capacità di accumulo e potenza. La capacità energetica è funzione del volume dell'elettrolita, che di solito viene immagazzinato nei serbatoi. A seconda del loro volume, possono fornire energia per un periodo variabile da alcuni minuti a diverse ore. La potenza è direttamente correlata alla superficie degli elettrodi e al numero di celle che compongono il sistema. Altri importanti vantaggi sono la sicurezza, il design flessibile, la lunga durata ed il fatto che sono appositamente progettate per applicazioni di stoccaggio su larga scala, perché l'auto-scarica è praticamente inesistente, risparmiando o fornendo energia durante lunghi periodi di tempo. In termini di efficienza di carica/scarica, le RFB presentano valori compresi tra il 75% e l'85%, mentre le RFC hanno minori efficienze. Per questo motivo, confrontandole entrambe, le RFB sono un'ottima proposta per l'ESS su larga scala.



Rispetto alle batterie agli ioni di litio, che sono diventate una delle opzioni più promettenti nell'ambito dell'accumulo elettrochimico, le RFB assicurano i benefici derivanti dalla loro maggiore durata, sicurezza e basso costo [1]. Tuttavia, le batterie agli ioni di litio presentano una maggiore densità energetica. In termini di dimensionamento, le RFB differiscono dalla tecnologia agli ioni di litio nel disaccoppiamento tra potenza e capacità energetica. Per quanto riguarda il sistema di controllo automatico, le batterie agli ioni di litio non contengono elementi attivi, di conseguenza non richiedono alcun controllo. Al contrario, le RFB richiedono un efficace sistema di controllo per migliorarne l'efficienza, controllare le pompe che assicurano il flusso dell'elettrolita nel sistema. In entrambe le tecnologie, la definizione di buoni modelli finalizzati al controllo e lo sviluppo di metodologie per stimare i parametri più rilevanti dai dati empirici costituiscono importanti argomenti di ricerca.

Batterie a flusso Redox al vanadio

Il numero di elettroni scambiati dipenderà dalla densità di corrente e dalla superficie dell'elettrodo. I valori tipici delle densità attuali variano da 10 mA/cm² a 800 mA/cm², a seconda del design del VRFB [2]. Utilizzando una membrana Nafion, i valori delle densità di corrente ricadono in un range compreso tra 80 mA/cm² e 140 mA/cm², ottenendo efficienze tra l'80% e il 90%, perché si osserva un aumento della densità di corrente superiore ai 150 mA/cm² a causa della maggiore resistenza ohmica della membrana Nafion. Diversi studi hanno analizzato la limitazione della densità massima di corrente per VRFB ottenendo 750 mA/cm² per tre strati di tessuto in fibra di carbonio. Tenendo conto del fatto che i valori di correnti tipici variano da 20 A e 150 A, è possibile avere un'idea della superficie dell'elettrodo, considerando valori tra 100 cm² e 2000 cm². Molti studi concordano sul fatto che il valore massimo della tensione durante la carica è compreso tra 1,6 V e 1,7 V e scende a 1,1 V nel caso di scarica.

La tabella riportata in Figura 2 riassume tutti i parametri che devono essere presi in considerazione per progettare il dimensionamento della batteria.



Parameter	Meaning	Unit	
S	Surface of the electrode	m ²	
Imax	Maximum Current	Α	
J	Density of current	A⋅m ⁻²	
Estack	Stack voltage	v	
Ecell	Cell Voltage	v	
P	Power	W	
N	Number of cells	-	
ε	Energy	Wh	
Qc	Electric charge	С	
cV	Total vanadium concentration	mol⋅m ⁻³	
Vtank	Tank volume	m ³	
NA	Avogadro constant	$6.02 \times 10^{23} \text{ mol}^{-1}$	
e-	Electron charge	$1.602 \times 10^{-19} \text{ C}$	

3.2 - Figura 2. Principali parametri funzionali al dimensionamento

Le prestazioni delle VRFB possono essere valutate misurando l'efficienza di corrente, di tensione ed energetica.

L'efficienza di corrente (CE) o efficienza coulombica è definita come il rapporto tra la capacità di scarica e la capacità di carica. È pertanto una misura della perdita di capacità di stoccaggio durante il processo di carica-scarica. Tale perdita di capacità è principalmente causata dal crossover degli ioni elettroliti attraverso la membrana.

L'efficienza di tensione (VE) è data dal rapporto fra la tensione media di scarica e la tensione media di carica e rappresenta una misura della perdita di resistenza elettrica e delle proprietà di polarizzazione della batteria.

L'efficienza energetica (EE) è data dal rapporto fra l'energia in fase scarica ed in carica.

È importante monitorare lo stato di carica del VRFB poiché il sovraccarico della batteria provoca reazioni collaterali con sviluppo di gas, aumento della resistenza delle celle e perdita di capacità.

PRINCIPALI APPLICAZIONI DELLE RFB

• **Stoccaggio stazionario**: a causa del loro volume questi sistemi si prestano ad essere progettati per il collocamento in applicazioni stazionarie che richiedono una specifica richiesta di potenza in funzione di fattori come il tempo, la stagione od il giorno.



• **Funzione di livellamento del carico**: accumulando l'energia in eccesso durante i periodi di alta disponibilità e bassa richiesta ed erogandola in corrispondenza dei picchi di domanda. Ciò garantisce l'equilibrio tra offerta e domanda.

• Alimentazione ininterrotta (UPS).

• **Sistemi di supporto negli impianti di energia rinnovabile**, come l'energia eolica o solare, durante i periodi di elevata domanda di energia. In particolare, nei sistemi di alimentazione autonomi in cui l'alimentazione non può essere ottenuta dalla rete elettrica.

Alimentazione di veicoli elettrici o ibridi, in particolare quelli di grandi dimensioni grazie alla loro bassa densità energetica come nel caso di autobus e veicoli marittimi.

Applicazioni in cui si richiedono cicli completi di carica e scarica.

Parameter	Meaning	Unit	
C _p	Specific heat capacity of vanadium	J·kg ⁻¹ ·K ⁻¹	
ρ	Vanadium density	kg⋅m ⁻³	
Vstack	Volume of the stack	m ³	
Vpipe	Volume of pipe	m ³	
Q	Flow rate of electrolyte	$m^3 \cdot s^{-1}$	
U_sA_s	Heat transfer capability of the stack	$J \cdot K^{-1} \cdot s^{-1}$	
Utank Atank	Heat transfer capability of the tank	$J \cdot K^{-1} \cdot s^{-1}$	
Upipe Apipe	Heat transfer capability of the pipe	$J \cdot K^{-1} \cdot s^{-1}$	
ΔH_2	Enthalpy change for reaction in vanadium specie V^{2+}	J·mol ^{−1}	
ΔH_3	Enthalpy change for reaction in vanadium specie V^{3+}	J·mol ^{−1}	
ΔH_4	Enthalpy change for reaction in vanadium specie V^{4+}	J·mol ^{−1}	
ΔH_5	Enthalpy change for reaction in vanadium specie V^{5+}	J-mol ^{−1}	
r	Ohmic resistance of the stack	Ω	
W _{pump}	Pump power	w	

Si riportano i principali parametri elettrici ed idraulici che caratterizzano le RFB.

3.2 - Figura 3. Parametri elettrici



Parameter	Meaning		
Wpump	Pump power	W	
¢	Electrode porosity	-	
μ	Viscosity of the flow	Pa·s	
f	friction loss factor	-	
L	Length of the pipe	m	
Lel	Length of the electrodes	m	
D_h	Hydraulic diameter of the pipe	m ²	
df	mean diameter of the electrode fibers	m	
ΰ	Velocity of the flow rate	m·s ^{−1}	
K	pipe loss factor due to the form	-	
Kck	Kozeny-Carman constant	-	
tel	Electrodes thickness	m	
wel	Electrodes width	m	

3.2 - Figura 4. Parametri idraulici

Sistema di controllo

Per un sistema RFB, la strategia di controllo svolge un ruolo cruciale per garantire il corretto e ottimale svolgimento dei cicli di carica e scarica, avendo un effetto diretto sull'efficienza del sistema. Le variabili principali per progettare un sistema di controllo per i sistemi RFB sono la corrente, la tensione dello stack, la temperatura e il SOC. Come accennato, sia la tensione dello stack che la corrente sono variabili facili da misurare, così come la temperatura. Tuttavia, il SOC non può essere misurato così facilmente. Per questo motivo, ci sono diverse tecniche per stimarne il valore.

L'obiettivo più rilevante in una RFB consiste nel garantire che il sistema possa immagazzinare e fare flussare i reagenti durante il processo di carica/scarica in modo sicuro ed efficiente. Di solito, poiché si presume che la corrente in carica/scarica sia fissata esternamente, l'unica variabile che regola il funzionamento della batteria è la portata idraulica degli elettroliti. Pertanto, la stragrande maggioranza delle strategie di controllo si basa sull'ottenimento del flusso ottimale in base alle condizioni operative.

State of Charge

Il SOC-State of Charge è una delle variabili più importanti di una RFB perché indica quanta energia viene immagazzinata nel sistema. Inoltre, come già detto, viene utilizzato nella maggior parte delle strategie di controllo, e pertanto il suo valore è fondamentale per il corretto funzionamento dei sistemi di controllo. Sfortunatamente, non esiste un sensore che consenta di misurare automaticamente questa grandezza. Esistono diverse tecniche indirette che consentono di stimare la concentrazione di specie di vanadio all'interno dei serbatoi, da cui si è possibile ricavare il SOC.



Una tecnica è quella che permette di stimare la quantità di specie vanadio e quindi il SOC partendo dalla tonalità di colore dell'elettrolita all'interno del serbatoio. Un'altra tecnica per stimare il SOC è misurare la densità dell'elettrolita all'interno dei serbatoi.

Considerazioni generali

Guardando al futuro, si prospettano diverse possibili direzioni nella ricerca dei sistemi RFB. I parametri caratteristici che variano nel tempo e sono attualmente considerati costanti per semplificare le analisi ed i modelli, come la resistenza ohmica o il potenziale di elettrodo standard, dovranno essere stimati ottenendo una regolazione più realistica. Sarà anche necessario determinare quali parametri sono influenzati dagli effetti indesiderati come la degradazione o la corrosione e definire lo stato di salute (SOH) che finora non è stato studiato in dettaglio.

Un altro campo di studio sarà il rilevamento, la caratterizzazione e la previsione dei guasti, le loro cause e livello di danno che causano al sistema. Tenendo conto di tutti questi obiettivi, sarà necessario effettuare un'estesa campagna di prove sperimentali, decisive per definire correttamente le condizioni di lavoro, le variabili da misurare e la strumentazione da utilizzare, con l'obiettivo di ottenere un'ottimizzazione di efficienza e costi. Lo sviluppo dei Battery Management System contribuirà alla riduzione dei costi dando vita all'implementazione di meccanismi di rilevamento e risoluzione automatica dei guasti. Ciò migliorerà le prestazioni, la sicurezza e l'affidabilità dei sistemi. In questo scenario sarà possibile integrare efficacemente le batterie a flusso all'interno di impianti di energia rinnovabile.

Le molecole elettroattive organiche nelle Redox Flow Batteries: sviluppi e prospettive future

Le componenti chiave nello sviluppo delle batterie a flusso redox (RFB) sono costituite dalle molecole elettroattive organiche. Attualmente, le molecole elettroattive più utilizzate sono gli ioni metallici inorganici, la maggior parte dei quali sono scarsi e costosi, ed ostacolano l'ampio dispiegamento di RFB.

Le RFB basate su molecole elettroattive organiche come chinoni e derivati del radicale nitrossido sono state oggetto di approfonditi studi e costituiscono un argomento di ricerca attuale grazie gli ottimi risultati ottenuti a seguito delle sperimentazioni nell'ultimo decennio. Tuttavia, sono stati pubblicati relativamente pochi lavori completi riguardanti la progettazione di molecole elettroattive organiche. Nella pubblicazione *Organic Electroactive Molecule-Based Electrolytes for Redox Flow Batteries: Status and Challenges of Molecular Design* [3] vengono esaminati gli ultimi progressi e le sfide nel campo della ricerca sulle molecole elettroattive organiche negli RFB acquosi e non acquosi. In questo lavoro vengono inoltre proposte prospettive future per ulteriori sviluppi delle RFB e di altri sistemi di accumulo di energia elettrochimica.

Il paper spiega che i sistemi RFB attualmente utilizzano ioni di vanadio come materiali elettroattivi ed il più grande (200 MW / 800 MWh) è in costruzione da Rongke Co.Ltd. Ma la bassa

Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

densità di energia, la necessità di impiegare un forte acido solforico come elettrolita di supporto, la distribuzione spazialmente disomogenea ed il prezzo volatile del vanadio richiedono la necessità di alternative.

Come approcci alternativi, sono stati proposti e studiate RFB con materiali elettroattivi basati su altri ioni redox inorganici. Insieme ai progressi negli elettrodi e nella membrana a scambio ionico, sono stati ottenuti in una certa misura anche miglioramenti nelle prestazioni delle celle RFB. Tuttavia, questi sistemi stanno ancora affrontando sfide tecnologiche, come l'elevata viscosità di un forte elettrolita di supporto di acido solforico, la deposizione dendritica di zinco, la forte corrosività dell'alogeno ed i costi elevati che ne ostacolano l'applicazione pratica.

Tra le alternative al vanadio presentato nel paper, vi è una sezione dedicata al chinone. Si tratta di una molecola aromatica con strutture di dichetone ciclico completamente coniugate ed è considerata la molecola elettroattiva più promettente tra materiali organici naturali (*Scott et al., 1998; Park et al., 2015; Jing et al., 2017*). Il gruppo funzionale carbonile, che funge da centro redox, e la struttura aromatica, che influenza la posizione e la stabilità del potenziale di riduzione, in combinazione con una cinetica di reazione rapida, una catena facilmente modificabile e processi di sintesi economici (*Häupler et al., 2015*) rendono i chinoni promettenti candidati per le RFB (*Quan et al., 2007; Huskinson et al., 2014; Er et al., 2015; Lin et al., 2015*).

Si ritiene che le proprietà fisico-chimiche ed elettrochimiche dei chinoni e le loro prestazioni nelle applicazioni RFB siano fortemente dipendenti dall'aromaticità molecolare e dalle strutture elettroniche. Per rivelare la correlazione struttura-prestazione, il gruppo Yu ha studiato cinque chinoni con variazioni strutturali regolari, vale a dire: 1,4-benzochinone (BQ), 1,4-naftochinone (NQ), 9,10-fenantrenechinone (PQ), antrachinone (AQ) e 5,12-naftacenechinone (NAQ) le cui strutture molecolari sono mostrate in Figura 5. I risultati sperimentali e computazionali hanno indicato che con l'aumento dell'aromaticità (densità degli areni) da BQ a NAQ, sia la solubilità che il potenziale redox dei derivati chinonici sono diminuiti. I test sulle prestazioni delle celle RFB non acquose con il suddetto chinone e derivati mostrano che la batteria basata su NQ ha raggiunto una densità di energia relativamente elevata di **60 Wh/L**, con una **ritenzione di capacità quasi del 100% dopo 100 cicli**, che può essere ulteriormente migliorato ottimizzando l'utilizzo del carbonile con modifiche strutturali.



3.2 - Figura 5. Strutture molecolari di alcuni tipi di chinoni



La limitazione della solubilità, la stabilità elettrochimica, la permeabilità attraverso una membrana ed il costo dei materiali elettroattivi sono strategici per le prestazioni della cella di una RFB. Rispetto alle specie redox inorganiche rappresentate da ioni metallici, le molecole redox organiche, che possono avere caratteristiche intrinseche come design flessibile, proprietà elettrochimiche stabili facilmente personalizzabili e convenienza economica, sono più promettenti per le RFB destinate ad applicazioni residenziali e industriali.

Redox flow batteries: stato attuale e prospettive future.

Le batterie agli ioni di litio (LIB) dominano il mercato dello stoccaggio dell'energia elettrica. Nel 2019, 8,8 GWh di capacità installata per lo stoccaggio stazionario è stato realizzato grazie alle Batterie al Litio, contro gli 0,25 GWh di Redox Flow Batteries (RFB) [4]. Tuttavia, l'alto costo di manutenzione ed i problemi di sicurezza, oltre la limitata disponibilità del litio, accresce l'interesse per delle possibili alternative. Lo stoccaggio in rete su larga scala richiede batterie a basso costo e di lunga durata, considerando sia la ciclabilità, la vita utile e l'efficienza dei cicli di carica e scarica. I costi di installazione e manutenzione sono ancora le principali barriere alla penetrazione dell'accumulo sulla rete. Pertanto, nel SET Plan delle batterie per la mobilità e lo storage stazionario, sono stati fissati obiettivi chiari per l'accumulo di energia in termini di costo (0,05 € kW/h per ciclo) e durata (10.000 cicli e 20 anni di vita) entro il 2030 [5]. Aziz et al. fu il primo a introdurre l'uso di antrachinoni come anoliti in mezzi acidi (2,7-AQDS E₀ = 0.213 V vs SHE) accoppiati con una base di bromo-catholyte [6]. La batteria a flusso AQDS / Br (Antraquinone Disulfonate / Bromo) ha permesso di misurare un valore OCV pari 0,8 V e l'elettrolita acido altamente conduttivo ha consentito di raggiungere un picco di densità di potenza maggiore di 0.6 Wcm⁻². Tuttavia, un alto tasso di crossover del bromo ha portato a bassi valori di CE (Current Efficiency) pari al 95%. In seguito, l'efficienza del sistema è stata migliorata grazie alla modifica della membrana determinando una diminuzione del crossover con un CE del 98,35% (Figura 6.) [7]. Il composto 2.7-AQDS ha mostrato una buona stabilità e la compatibilità con il bromo ha consentito di effettuare 750 cicli di carica-scarica. In questo contesto l'AQDS è un ottimo candidato tra gli elettroliti disponibili considerato anche il costo della materia prima $(1-4 \in kg)$ mentre sistemi vicini a pH neutro sembrano essere più stabili e permetterebbero di sostituire il Nafion con membrane più economiche [8], [9].

Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

Anolyte/Catholyte (M)	E ₀ (V)	Energy density ^a (Wh L ⁻¹)	Achieved capacity ^b (%)	Peak power density (mW cm ⁻²)	Capacity retention/cycle (n° cycles)	EE (%) at current density -(mA cm ⁻²)	Membrane	Cost (€ kW ⁻¹ h ⁻¹) ^d	Ref
2,7-AQDS/HBr/Br ₂ 1 M/3 M (acid pH)	0.87	25.7	69	0.6-1	99.84 (750)	76 (750)	N212	-	[90]
2,7-AQDS/FeSO4 0.33 M/0.67 M (acid pH)	0.62	5.5	70	0.134	99.999924 (500) ^c	70-75 (100)	N117	47	[94]
2,6-DBEAQ/K ₄ [Fe(CN) ₆] 0.5 M/0.3 M pH 12	1.05	6.5	85	0.24	99.9993 (250)	80 (100)	E620	44	[97]
2,6-DPPEAQ/K ₄ [Fe(CN) ₆] 0.5 M/0.4 M (pH 9)	1.0	7.7	97	0.16	99.99964 (480)	65 (100)	E620	44	[98]
DHPS/K4[Fe(CN)6] 1.4 M/0.31 M (pH 14)	1.4	18.4	90	0.14	99.98 (500)	82 (100)	N212	-	[108]
ACA/K4[Fe(CN)6] 0.5 M/0.4 M (pH 14)	1.2	4.6	86	0.35	99.9775 (400)	74 (100)	N212	-	[107]
BTMAP-Vi/TMAP-TEMPO 1.5 M/1.5 M (neutral pH)	1.19	22.1	Ca 90	0.099	99.985 (250)	52 (100)	AMV	-	[115]
BTMAP-Vi/BTMAP-Fc 1.3 M/ 1.3 M (neutral pH)	0.75	8.0	58	-	99.9989 (500)	-	DSV		[117]
BTMAP-Vi/BTMAP-Fc 0.75 M/ 1 M (neutral pH)	0.75	12.2	84	0.06	99.9943 (250)	66 (50)	DSV	-	[117]
(SPrN) ₂ V/NH ₄ [Fe(CN) ₆] 0.9 M/ 0.9 M (neutral pH)	0.82	9.6	78	0.072	99.9997 (1000)	63 (40)	CSO	49	[120]

^a Theoretical energy density calculated for 1:1 anolyte:catholyte ratio under given conditions.

^b Achieved capacity was calculated as the percentage of capacity achieved from the theoretical capacity of limiting electrolyte.

^c Long cycling at 200 mA cm⁻².

^d Cost refers to electrolyte cost.

3.2 - Figura 6. Parametri relativi a diverse tipologie di batterie AORFB



3.2 - Figura 7. Confronto di performance

La Vanadium Redox Flow Battery, in termini di capacità installata, è finora la batteria redox più performante. Tuttavia, la disponibilità limitata ed il costo del vanadio potrebbero rendere la VRFB incapace di rispondere al crescente aumento di domanda. Gli sforzi sono pertanto rivolti al miglioramento delle componenti (ad es. composizione elettrolitica, membrana ed elettrodo), prestazioni (efficienza, densità di potenza e corrente) al fine di raggiungere i necessari obiettivi di performance. Inoltre, la strategia generale per ridurre i costi è finalizzata anche alla ricerca di prodotti chimici alternativi.



Le POM (Polyoxometalates based redox flow battery) e le AORFB (Aqueous organic redox flow batteries) offrono materiali ad alte prestazioni sebbene le attività di ricerca e sviluppo per le prime siano in una fase iniziale. In alternativa, è previsto l'uso di prodotti organici per rispondere all'elevata domanda di accumulo di energia in base alla disponibilità dei materiali ed al ridotto costo derivante dalla produzione su larga scala. Gli attuali sforzi di ricerca mirano a ridurre il tasso di degrado, identificato come il principale difetto, migliorando le prestazioni. Elettroliti meno aggressivi ed in grado di limitare il crossover attraverso il separatore possono consentire una riduzione del costo del modulo di potenza grazie a separatori più economici. L'ampia gamma di materiali disponibili per le AORFB unita ad indagini computazionali, potrebbero portare all'impiego di nuove soluzioni chimiche per le *RFB*.

Durabilità e vita utile delle batterie organiche a flusso acquoso

Le batterie a flusso Redox sono una tecnologia elettrochimica promettente, il cui disaccoppiamento tra parte potenza ed energia, assieme alla sicurezza, sono particolarmente allettanti per l'accumulo di energia con una lunga durata di scarica.

Il recente sviluppo delle batterie AORFB offre interessanti prospettive per lo storage economicamente competitivo avvalendosi dell'impiego di elementi presenti in abbondanza e caratterizzati da un potenziale costi-performance rivolto alla produzione di serie.

Inoltre, i sistemi redox organici presentano ulteriori punti di forza coma la compatibilità all'interno di un ampio intervallo di pH e bassa permeabilità attraverso le membrane polimeriche. Negli ultimi decenni sono state studiate molte famiglie di molecole organiche e organometalliche come ad esempio i chinoni, viologeni, radicali nitrossidi, aza-aromatici e complessi di coordinazione del ferro.

L'individuazione di molecole contraddistinti da un'elevata durata di vita è una delle sfide più significative per l'implementazione pratica delle batterie AORFB. La loro vita utile limitata ne aumenta i costi poiché introduce oneri di sostituzione periodica che complica le valutazioni economiche. Pertanto, è necessaria l'adozione di protocolli di test più rigorosi per valutare la loro durabilità. A tal proposito è interessante citare l'articolo *ACS Energy Lett. 2020, 5, 879–884* [10] nel quale vengono proposti diversi possibili approcci per selezionare le molecole migliori in modo più preciso e rapido. Nello specifico, considerato che il costo delle batterie AORFB dipende in buona parte dal costo degli elettroliti organici e dalla durabilità degli stessi, le procedure descritte nel documento citato riportate di seguito sono finalizzate in primo luogo a quantificare meglio la diminuzione di capacità degli elettroliti.

Possibili approcci per selezionare le molecole

Protocollo della velocità di dissolvenza della capacità. Le procedure riassunte di seguito sono consigliate perché migliorano l'accuratezza e semplificano l'interpretazione delle velocità di dissolvenza della capacità dovute alla decomposizione molecolare.



Configurazione cella. Una configurazione della cella a flusso volumetricamente sbilanciata e composizionalmente simmetrica in cui lo stesso composto riempie entrambi i serbatoi in uno stato di carica intermedio (SOC), è consigliata per caratterizzare i tassi di dissolvenza della capacità. La tecnica della cella a flusso simmetrico offre un ambiente elettrolitico controllato eliminando la necessità di un contro elettrodo di materiale dissimile, sopprimendo la perdita di capacità attraverso il crossover di specie attive.

Metodologia ciclistica. Una misura potenziostatica al termine di una fase di carica e di una successiva fase di scarica è essenziale per avere misure di capacità accurate. Questo protocollo può essere svolto tramite cicli puramente potenziostatici.

Interpretazione dei dati. Solo dopo che la capacità è scesa a un valore misurabile inferiore alla capacità misurata originariamente in un esperimento di elettrolisi di massa, si può iniziare a interpretare quantitativamente le misurazioni della velocità di dissolvenza della capacità. Prima di allora, non è chiaro se l'apparente capacità venga mantenuta reclutando specie a cui, per qualsiasi motivo, non si è avuto accesso durante i primi cicli.

Reporting dei dati. Si consiglia di riportare sia la velocità di dissolvenza della capacità al giorno che quella per ciclo.

Competitività economica della chimica organica.

In determinati scenari, la durabilità dell'elettrolita non deve essere molto elevata affinché una chimica organica abbia un costo potenzialmente inferiore rispetto alla chimica del vanadio. In effetti, i risparmi iniziali sui costi di capitale derivanti dall'utilizzo di un elettrolita organico economico al posto del vanadio possono essere confrontati tenendo conto del futuro costo di sostituzione nel contesto di una manutenzione ordinaria. Il trade-off è quantificato da un rapporto del costo di sostituzione, definito come il costo di sostituzione annuale diviso per il risparmio iniziale sui costi di capitale. Il valore di pareggio del rapporto del costo di sostituzione dipende dal tasso di interesse per l'attualizzazione e dalla durata del progetto. Quando il valore effettivo del rapporto del costo di sostituzione è inferiore a questo valore di pareggio, i prodotti organici hanno un costo potenzialmente inferiore rispetto al vanadio.

Un possibile modello LCA per le VRFB

Un tema importante ed attuale è la valutazione del costo totale delle batterie a flusso Redox al Vanadio (VRFB) ed il confronto con altri tipi di batterie a flusso. Si tratta di una sfida importante, dato che documenti diversi forniscono dati a volte molto differenti tra loro.

In questo contesto, si è rilevato particolarmente interessante il paper *Life Cycle Costs Model for Vanadium Redox Flow Batteries* [11] che ha definito un costo del ciclo di vita (LCC) basato su una revisione dei dati della letteratura e delle informazioni di prima mano del produttore. Questo studio ha rilevato in particolare che esiste una grande incertezza tra le diverse analisi sui costi di



1000

0

1 2 3 4 5 6 7

Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

investimento, che mostrano variazioni profondamente diverse tra di loro a causa di diverse assunzioni di partenza e taglie delle batterie (Figura 8)





3.2 - Figura 8. Costi di investimento per kWh di capacità di stoccaggio paragonati ad altri lavori

3.2 - Figura 9. Riduzione dei costi di investimento con l'aumento della capacità di stoccaggio

8 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20

Storage capacity (MWh)





3.2 - Figura 10. Investment costs broken down to component









3.2 - Figura 12. Net present value (NPV) depending on arbitrage

Le componenti critiche identificate per l'intero ciclo di vita sono lo stack, per il quale si è assunta la sostituzione dopo dieci anni, e le guarnizioni.

I costi di capitale per unità di energia immagazzinata diminuiscono in modo significativo per batterie di taglia maggiore (Figura 9). Lo studio rivela inoltre che i componenti relativi alla parte di potenza costituiscono il principale fattore di costo, specialmente per le batterie più piccole, come le applicazioni per potenze maggiori aumentano significativamente i costi del VRFB (Figura 10 e 11). Inoltre, le componenti che compongono lo stack incidono in modo considerevole per rapporti energia – potenza (E/P)>2 (Figura 10) e per una batteria a bassa potenza, come ad esempio in una configurazione 1MW/8MWh; in queste condizioni il costo degli elettroliti incide sui costi totali del sistema per oltre il 50% (Figura 11).

Infine, il valore del *Positive Net Present Value (NPV)*, è ottenuto assumendo un *arbitrage spread* (costo dell'elettricità al momento della carica e al momento della vendita) tra 0,1 € (0% IRR) e 0,18 € (8% IRR), al fine di dare un'idea della fattibilità economica del VRFB e del valore aggiunto ottenibile (Figure 12).

È interessante riportare l'analisi Condotta da Noack J. et al [12] su sistemi VRFB di taglia 10 kW/120 kWh e riportata nell'articolo *Vanadium Redox Flow Batteries: Electrochemical Engineering* [13].

Questo lavoro conferma che lo stack pesa per il 40% sul costo totale del dispositivo, mentre gli elettroliti raggiungono il 32% che è la più alta percentuale per singola componente (Figura 13). L'incidenza sul costo totale dell'elettrolita cresce in funzione della capacità di accumulo della batteria e della fluttuazione del prezzo del vanadio. Questo studio fissa il costo dei sistemi VRFB a 1078 €/kWh, valore che è soggetto ad una decrescita in funzione dell'incremento di produzione.





3.2 - Figura 13. Analisi di costo sistemi VRFB 10 kW/120 kWh

In conclusione, le strategie per poter ridurre i costi durante il ciclo di vita utile di una VRFB sono legate alle performance ed alla durata delle componenti. In questo senso, una delle maggiori sfide sarà trovare materiali per guarnizioni adatti ad evitare perdite e ossidazioni dell'elettrolita. Un elevato potenziale di abbattimento dei costi di investimento è costituito dall'introduzione di processi automatizzati nell'assemblaggio degli *stack*. L'elettrolita costituisce il principale fattore di costo singolo. Tuttavia, non è stata considerata la fase di recupero a fine vita mentre in teoria la riciclabilità è illimitata.

Ulteriori valutazioni di costo di una batteria a flusso vanadio.

É importante riportare altri lavori mirati alla stima dei *capital cost* e basati su analisi condotte assieme ad esperti e produttori di BRFV, nonché sui risultati di ricerche promosse dal *Pacific Northwest National Laboratory* [14].

A tal proposito, stime di costo per sistemi da 1MW e 10MW sono state pubblicate da Baxter come mostrato in Figura 14.



	1 MW/4 M	Wh System	10 MW/40 MWh System	
Estimate Year	2020	2030	2020	2030
DC system (with SB and container costs) (\$/kWh)	\$367	\$299	\$341	\$278
PCS (\$/kWh)	\$22	\$17	\$17	\$13
PCS markup (\$/kW)	\$2.2	\$1.7	\$2	\$1
ESS equipment total (\$/kWh)	\$391	\$318	\$360	\$292
Integrator margin (\$/kWh)	\$58	\$48	\$36	\$29
Complete ESS equipment total (\$/kWh)	\$449	\$365	\$396	\$321
EPC (\$/kWh)	\$101	\$82	\$79	\$64
AC Installed Cost (\$/kWh)	\$551	\$447	\$475	\$386

3.2 - Figura 14. Voci di costo per batterie a flusso redox di taglia 1MW e 4 MW.

Le stime condotte dal Pacific Northwest National Laboratory hanno permesso di ottimizzare i valori di costo adeguandoli ad una funzione obiettivo che tende ad abbassare il valore del *capital cost* per sistemi con diversi rapporti E/P. Ciò ha permesso di ottenere un costo specifico (\$ / kWh) inferiore per la parte energia ed un costo specifico superiore (\$ / kW) per la potenza. Il lavoro menzionato fa riferimento a durate di cicli di carica pari ad 1,4 e 10 ore per sistemi da 10 MW. Con questi parametri, la percentuale del DOD (Depth Of Discharge) misurata è pari a 78%, 85% e 85% per la durata rispettivamente di 1, 4 e 10 ore.

La Figura 15 mostra i risultati per varie durate nel caso di un sistema da 10 MW desunti dalla precedente analisi PNNL (A. Crawford et al., 2015; V. Viswanathan et al., 2014) nonché il costo totale del sistema DC per 10 MW, fornito da Baxter (2020d) per confronto.

E/P	DCSB Cost (\$/kWh)	SBOS Cost (\$/kWh)	Total DC System Cost (\$/kWh) ^(a)	Total DC System Cost (\$/kWh) ^(b)
2	353	71	424	
4	266	53	319	341
6	236	47	283	
8	222	44	266	
10	213	43	255	

^(a) A. Crawford et al. (2015); V. Viswanathan et al. (2014)

^(b) Baxter (2020d)

3.2 - Figura 15. Confronto tra diverse analisi

Confrontando il costo totale del sistema DC secondo A. Crawford et al. (2015) con quello di V. Viswanathan et al. (2014) e Baxter (2020d) e mediando opportunamente i valori è possibile ottenere i risultati mostrati in Figura 16.


E/P	DC SB Cost (\$/kWh)	SBOS Cost (\$/kWh)	Total DC System Cost (\$/kWh)
2	366	73	439
4	275	55	330
6	245	49	293
8	229	46	275
10	220	44	264

3.2 - Figura 16. Cost estimates for a 10MW RFB across various duration

La Figura 17 fornisce una ripartizione dettagliata dei costi per una batteria a flusso al vanadio BESS da 10 MW, 100 MWh, con un elenco completo di riferimenti per ciascuna categoria.

	Nominal				
Cost Category	Size	2020 Price	Content	Additional Notes	Source(s)
SB	100 MWh	\$352/kW for power \$178/kWh for energy			Baxter (2020d); Cipriano (2020a); A. Crawford et al. (2015); V. Viswanathan et al. (2014)
BOS		\$44/kWh		Used same 20% of SM cost as for lead-acid	Raiford (2020)
DC-DC converter	10 MW	\$60/kW	DC-DC converter cost		Wood Mackenzie (2020b)
PCS	10 MW	\$73/kW	PCS cost	Includes cost for additional equipment such as safety disconnects that are site-specific, cost aligns with numbers provided by PCS vendor for utility scale	Austin (2020); Baxter (2020a); Goldie- Scot (2019); Vartanian (2020); Wood Mackenzie (2020a)
C&C	10 MW	\$7.8/kW	C&C cost	PNNL approach for scaling across various power levels	Baxter (2020c)
System integration	N/A	7.5% markup on hardware + 7.5% profit on sum of above rows	System integration cost	Lowered from 10% markup and 10% profit for lithium-ion due to lower safety concerns	Baxter (2020b)
EPC	N/A	15% markup + profit on sum of above rows	EPC cost	Lowered from 15% markup and 5% profit for lithium-ion due to lower safety concerns	
Project Development	N/A	15% markup + profit on sum of above rows	Project development cost	Lowered from 5% markup and 15% profit for lithium-ion due to lower safety concerns	
Grid Integration	10 MW	\$24.9/kW	Grid integration cost	PNNL approach for scaling across various power levels	
0&M			O&M fixed costs		Aquino, Zuelch, and Koss (2017); DNV GL (2016)
Performance metrics			Calendar life		Aquino et al. (2017); EASE (2016); May, Davidson, and Monahov (2018)
Performance metrics			Cycle life		Aquino et al. (2017); Greenspon (2017); EASE (2016); May et al. (2018)
Performance metrics			RTE		Aquino et al. (2017); EASE (2016); May et al. (2018); Uhrig, Koenig, Suriyah, and Leibfried (2016)

3.2 - Figura 17. Ripartizione dei costi per una batteria a flusso al vanadio BESS da 10 MW, 100 MWh



BIBLIOGRAFIA

[1] Uhrig, M.; Koenig, S.; Suriyah, M.R.; Leibfried, T. Lithium-based vs. Vanadium Redox Flow Batteries - A Comparison for Home Storage Systems. Energy Procedia 2016, 99, 35–43.

[2] Chen, J.Y.; Hsieh, C.L.; Hsu, N.Y.; Chou, Y.S.; Chen, Y.S. Determining the Limiting Current Density of Vanadium Redox Flow Batteries. Energies 2014, 7, 5863–5873.

[3] Fangfang Zhong, Minghui Yang, Mei Ding and Chuankun Jia - Organic Electroactive Molecule-Based Electrolytes for Redox Flow Batteries: Status and Challenges of Molecular Design.

[4] Eduardo Sanchez-Díez, Edgar Ventosa, Massimo Guarnieri, Andrea Trovo, Cristina Flox, Rebeca Marcilla, Francesca Soavi, Petr Mazuri, Estibaliz Aranzabe, Raquel Ferret - Redox flow batteries: Status and perspective towards sustainable stationary energy storage.

[5] Action 7 of the SET Plan on "Batteries for e-mobility and stationary storage. https://setis.ec.europa.eu/system/files/integrated_set-plan/action7_issues_paper.pdf.

[6] B. Huskinson, M.P. Marshak, C. Suh, S. Er, M.R. Gerhardt, C.J. Galvin, X. Chen, A. Aspuru-Guzik, R.G. Gordon, M.J. Aziz - A metal-free organic-inorganic aqueous flow battery, Nature 505 (2014) 195–198, https://doi.org/10.1038/ nature12909

[7] B. Huskinson, M. Marshak, M. Gerhardt, M.J. Aziz - Cycling of a quinone-bromide flow battery for large-scale electrochemical energy storage, ECS Trans 61 (2014) 27–30, https://doi.org/10.1149/06137.0027ecst

[8] D.G. Kwabi, K. Lin, Y. Ji, E.F. Kerr, M.-A. Goulet, D. De Porcellinis, D.P. Tabor, D. A. Pollack, A. Aspuru-Guzik, R.G. Gordon, M.J. Aziz - Alkaline quinone flow battery with long lifetime at pH 12, Joule 2 (2018) 1894–1906, https://doi.org/ 10.1016/j.joule.2018.07.005.

[9] Y. Ji, M.A. Goulet, D.A. Pollack, D.G. Kwabi, S. Jin, D. Porcellinis, E.F. Kerr, R. G. Gordon, M.J. Aziz, A phosphonate-functionalized quinone redox flow battery at near-neutral pH with record capacity retention rate, Adv. Energy Mater 9 (2019) 1900039–1900045, https://doi.org/10.1002/aenm.201900039.

[10] On Lifetime and Cost of Redox-Active Organics for Aqueous Flow Batteries - ACS Energy Lett. 2020, 5, 879–884.

[11] Jens F. Peters, Jacob Fulton, Manuel J. Baumann, Marcel Weil - Life Cycle Costs Model for Vanadium Redox Flow Batteries.

[12] Noack J, Wietschel L, Roznyatovskaya N, Pinkwart K, Tübke J. - Techno-economic modeling and analysis of redox flow battery systems. Energies. 2016;9:627. DOI: 10.3390/ en9080627



[13] Sangwon Kim - Vanadium Redox Flow Batteries: Electrochemical Engineering.

[14] Kendall Mongird, Vilayanur Viswanathan, Jan Alam, Charlie Vartanian, Vincent Sprenkle -Pacific Northwest National Laboratory. 2020 Grid Energy Storage Technology Cost and Performance Assessment.



3.3 ANALISI LCC DEL SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A FLUSSO

La valutazione del costo totale delle batterie a flusso Redox (RFB) ed il confronto tra tipologie diverse di batterie è un tema attuale e di rilevante importanza. Dallo studio della letteratura emerge che documenti diversi forniscono dati a volte molto differenti tra loro.

Tra gli studi riguardanti i costi di questa tipologia di sistema alcuni si concentrano sull'analisi di componenti specifiche, sia appartenenti allo stack [1] sia appartenenti allo storage di energia [2,3]. Minke et al. (2017) [1] valutano attraverso un'analisi tecno-economica i costi di diverse tecniche di produzione degli elettrodi di carbonio prendendo in considerazione i costi delle materie prime, la domanda di energia e l'impatto ambientale della lavorazione. Darling et al. (2014) [2] confrontano sistemi che presentano elettroliti acquosi (AqRFB) e non acquosi (NAqRFB) attraverso un'analisi che mette in relazione le caratteristiche tecniche, i costi di sistema e i prezzi delle componenti e stabiliscono gli obiettivi di prestazioni e costo necessari per ottenere batterie che raggiungono il target di (135 €/kWh) proposti dal DOE (Department of Energy) degli Stati Uniti entro il 2023. Gli studi di Gregory (2021) e Dieterich (2018) [4] sono orientati alla stima dei costi di produzione e vendita dei materiali attivi. In [3] sono effettuate proiezioni di costi e prezzi di materiali attivi sintetici (basati su antrachinoni o ferrocianuri), in [4] sono valutati diversi metodi di stima dei costi dei materiali attivi utilizzando come materiale di riferimento l'acido antrachinone disolfonico.

Ad aggiungersi agli studi specifici sulle componenti di sistema in letteratura si trovano anche diversi articoli che tentano di stimare i costi totali di una batteria a flusso (RFB). Nella tabella 1 sono mostrati gli studi da noi analizzati.

Ref.	Total cost (€/kWh)	Year
[5]	495	2017
[6]	1078	2016
[7]	166,72	2015
[8]	239,43	2015
[9]	351,85	2012
[11]	435	2014
[10]	640	2011

Tabella 3.3.1 - . Review dei principali studi economici sui costi totali di una RFB

Noack J. et al. [6] hanno effettuato uno studio su un sistema VRFB di taglia 10 kW/120 kWh. I risultati affermano che lo stack pesa per il 40% sul costo totale del dispositivo, mentre gli elettroliti raggiungono il 32% che è la più alta percentuale per singola componente. Secondo questo studio il costo dei sistemi VRFB è 1078 €/kWh, valore che è soggetto ad una decrescita in funzione dell'incremento di produzione.



Valori superiori ai 500 €/kWh si ritrovano anche in [10] nel quale sono stati calcolati i costi totali di una batteria a flusso dalla potenza di 10 kW e dalla capacità energetica di 20,9 kWh ottenendo dei costi totali di sistema di 1325 €/kW e 640 €/kWh. Le componenti più rilevanti per il costo di questo sistema sono parte dell'area attiva.

Viswanhatan et al. (2014) [11] hanno sviluppato un modello costo/prestazioni per una RFB da 1 MW di potenza e 4 MWh di energia raccogliendo stime dei costi da vari venditori e effettuando previsioni su differenti scenari (attuale, di breve termine e ottimistico). Secondo il loro studio il costo totale stimato per una batteria con E/P ratio pari a 4 è di 435 €/kWh nello scenario presente (2014), 290 €/kWh nel breve termine e 185 €/kWh per lo scenario ottimistico.

Come mostrato nella tabella 1 i costi stimati per questo tipo di tecnologia variano molto a seconda dello studio e delle assunzioni utilizzate. Dagli articoli analizzati possiamo dire che la media dei valori del costo stimato di una batteria a flusso dal 2011 ad oggi è di circa 486,57 €/kWh.

L'obiettivo della presente analisi è quello di effettuare una stima del costo totale della batteria a flusso semi-organica del produttore GES, dalla potenza di 5kW e dalla capacità energetica di 15 kWh (E/P= 3) e confrontarla con una batteria che ha le stesse caratteristiche ma presenta un elettrolita al vanadio. All'analisi dei costi di sistema si aggiunge quella dei costi ambientali attraverso la monetizzazione degli scores ottenuti nella precedente analisi LCA.

Analisi LCC

In questa sezione vengono presentati l'inventario utilizzato per effettuare il Life Cycle Costing (LCC), i prezzi stimati per ogni componente e la metodologia utilizzata per calcolare il costo del sistema.

In generale, si computano nella LCC i costi che si riferiscono a flussi reali di denaro, internalizzando, dove possibile, le esternalità (costi ambientali). LCC è uno strumento largamente diffuso come supporto decisionale nella realizzazione di opere su larga scala (come per esempio ponti e autostrade); tuttavia, spesso viene applicato anche per la valutazione del ciclo di vita di un singolo prodotto. Questo strumento, ci permette di avere una panoramica completa, andando ad aggiungere, all'analisi effettuata tramite LCA, gli aspetti economici del ciclo di vita fornendo al decisore informazioni riguardanti i principali fattori di costo e la fattibilità economica del prodotto e consentendo di effettuare le opportune valutazioni tra le alternative esistenti. L' analisi dei costi può essere sviluppata su tre livelli:

- Costi interni
- Costi esterni ambientali
- Altri costi esterni (sociali)



La valutazione dei costi interni include soltanto i costi relativi a flussi di cassa concreti che riguardano tutte le fasi del ciclo di vita: la progettazione, la produzione, l'utilizzo, la manutenzione e lo smaltimento del prodotto. Alla valutazione dei costi interni nel LCC di secondo e terzo livello si inseriscono la monetizzazione degli impatti ambientali risultanti dal LCA (secondo livello).

La nostra analisi si concentrerà sul calcolo dei costi interni e sulla monetizzazione delle esternalità.

INVENTARIO

L'analisi LCC della batteria a flusso è stata costruita riadattando al nostro scopo l'inventario precedentemente utilizzato per l'analisi LCA [16]. Le componenti della batteria a flusso sono state divise secondo le rispettive funzioni in tre diversi insiemi:

- Membrane electrode assembly (MEA):

è la parte relativa alla potenza, costituita da due stack contenenti ciascuno 50 celle che rappresentano l'elemento funzionale più piccolo della cella. Ogni singola cella è composta da una membrana in nafion e da carbon felt ed è contenuta tra due bipolar plate di grafite. Per completare lo stack alle celle si aggiungono due end plate di alluminio, due collettori di corrente in rame e guarnizioni in Viton come rappresentato nella Figura 1.



3.3 - Figura 1. Lo stack di una batteria a flusso

- Energy storage component (ESC):

è la parte relativa all'energia che include le soluzioni elettrolitiche e i serbatoi nei quali queste sono contenute.

 Balance of plant (BOP), ovvero l'insieme di tutte le componenti periferiche quali: il BMS (Battery Management System), il piping, le pompe per gli elettroliti, le vasche di contenimento e le pareti esterne della batteria.

Per l'inventario dettagliato si rimanda al materiale di supporto dell'articolo pubblicato sotto l'egida di ComESto:

Di Florio, G., Pucher, I., Todeschi, P., Baratto, M.C., Basosi, R., & Busi, E. (2022). Assessment of semi-organic electrolytes for redox flow battery: Life cycle assessment as a tool to steer industry



toward green chemistry. JOURNAL OF CLEANER PRODUCTION, 343, 1-11 [10.1016/j.jclepro.2022.130899

PREZZI DELLE COMPONENTI

Una volta rimodellato l'inventario lo step successivo è stato quello di individuare i prezzi delle componenti per poter calcolare i costi relativi alla costruzione della batteria a flusso. I dati riguardanti i prezzi sono stati ottenuti dallo studio della letteratura esistente. Vista l'incertezza riscontrata nei prezzi di alcune delle componenti, per ogni componente sono stati scelti 3 differenti valori di prezzo: una stima definita "ottimistica", una definita "pessimistica" e infine una stima definita come la "più probabile" al momento (Tabella 2).

Componenti	Pessimistic price	Most probably price	Optimistic price	Unità di misura
	(b)	(m)	(a)	
MEA				
Membrane Nafion	305,00€	250,00 €	175,00 €	m ²
Carbon Felt	78,00€	50,00€	20,00 €	m ²
Graphite bipolar plates	144,00€	48,00€	30,00 €	m ²
Alumminium End Plates	40,00€	30,00 €	15,00€	item
Copper Current Collectors	45,00€	30,00 €	25,00€	item
Polypropilene isolators e fitting (PP)	2,36€	0,90€	0,80 €	kg
Polyvinylfluoride fitting (PVDF)	110,00€	110,00 €	110,00€	kg
Steel Rods,Screw and Nuts	11,00€	11,00 €	11,00€	item
FKM Gaskets	2,00€	2,00€	2,00 €	item
Energy storage component				
Poliethylene Tanks	0,12€	0,08 €	0,03 €	1
AQDS	7,99€	5,00€	4,00 €	kg
Br ₂ Anolyte	13,00€	4,00 €	4,00 €	kg
Br ₂ Catholyte	13,00€	4,00 €	4,00 €	kg



Electrolyte Vanadium	26,00€	15,90€	12,46 €	kg
Balance of plant				
PP "pipes"	2,36€	0,90€	0,80 €	kg
PVDF "pipes"	110,00€	110,00 €	110,00 €	kg
Polypropilene Tank	2,36€	0,90 €	0,80 €	kg
Polycarbonate External Frame	3,50€	2,50 €	1,70 €	kg
BMS Battery management system	500,00€	340,00 €	175,00 €	item
Pumps	520,00 €	350,00 €	160,00 €	item

Tabella 3.3. 2 - Stime dei prezzi per ciascuna delle componenti

La membrana in nafion è contenuta in ogni singola cella ed ha una dimensione pari a 0,065 m². In letteratura è indicato un prezzo al m² della membrana che va da 305 €/m² (valore pessimistico) ai 175 €/m² (valore ottimistico) [11] con un valore atteso di 250 €/m² [6]. Il costo totale della membrana in nafion per la batteria a flusso è determinato dalla seguente equazione:

$$C_{Tot.Mem.nafion} = 0.065 m^2 \cdot n^{\circ} cell \cdot n^{\circ} stack \cdot P_{mem.nafion}/m^2$$

Il carbon felt è prodotto attraverso l'ossidazione, la carbonizzazione e la grafitizzazione delle fibre di PAN. La dimensione del carbon felt necessario per ogni singola cella è approssimabile a 0,065 m². Il prezzo del carbon felt varia tra i 78 \notin /m² [10] ai 50 \notin /m² [12] con un valore ottimistico di 20 \notin /m² [2]. Il costo totale è uguale a:

$$C_{Tot.carbonfelt} = 0,065 m^2 \cdot n^{\circ} cell \cdot n^{\circ} stack \cdot P_{carbonfelt}/m^2$$

Uno stack con 50 celle necessita di 51 bipolar plates. I bipolar plate di grafite hanno le dimensioni pari all'area attiva. Secondo la letteratura esistente un produttore può acquistare questa componente per una cifra che varia dai 166,67 \notin /m² [10] fino ai 30 \notin /m². Il valore di stima più probabile che abbiamo scelto di utilizzare risulta essere 48 \notin /m² [11].

$$C_{Tot,bipolarplates} = 0,065 m^2 \cdot (n^{\circ} cell + 1) \cdot n^{\circ} stack \cdot P_{bipolarplates}/m^2$$

Ogni stack contiene 2 end plates di alluminio e 2 collettori di corrente di rame. Il prezzo di questi prodotti è strettamente legato al prezzo di mercato del metallo di cui sono fatti. Per gli end plates la stima di prezzo più probabile è di 30€/item per una superficie di 0,06525 m² (460 €/m²) [10].



In letteratura il prezzo dei collettori di corrente di rame varia da un massimo di 45 €/item [6] a un minimo di 25 €/item assumendo che la loro superficie sia approssimabile a quella dell'area attiva e sia pari a 0,06525 m².

Le guarnizioni in Viton sono 2 per ogni cella. Il prezzo indicato per ciascuna guarnizione è di 2€/item.

Gli isolatori e i raccordi della batteria sono composti da PP (polipropilene) e PVDF (polivinilidenfluoruro). Il prezzo stimato per il PVDF è di 110€/kg [13]. Il prezzo del polipropilene varia tra gli 0,80€/kg e i 2,36€/kg [14,15].

L'ultima delle parti che vanno a comporre il "MEA" sono le barre e le viti in acciaio il cui prezzo di mercato stimato è 11€/item.

Per quanto riguarda l'"ESC" le parti principali sono l'anolita e il catolita composti da soluzione acquose di anthraquinone-2,6-disulfonate (AQDS) e di bromo (Br₂). L'anolita (401 l) è composto da 48,04 kg di bromo e da 73,666 kg di AQDS. Il catolita è una soluzione acquosa contente 133,48 kg di bromo.

Gregory et al. (2021) [3] hanno stimato i costi di produzione e di vendita per elettroliti organici sintetici a base di antrachinoni analizzando i diversi processi di produzione possibili. I prezzi da loro stimati sono presentati sia in ϵ /kWh sia nel rispettivo equivalente gravimetrico (i.e. ϵ /kg) considerando il peso equivalente del materiale attivo. I due processi per la produzione di AQDS presentati sono equivalenti a quelli studiati nella nostra analisi LCA [16]: AQDS "from air oxidation" e AQDS "from Cr oxidation". Il prezzo di mercato dell'AQDS da loro stimato varia dai 7,99 ϵ /kg ai 5ϵ /kg e non varia rispetto ai due diversi processi di produzione.

Il prezzo del bromo indicato in [3] è di 4€/kg. In letteratura si trovano stime molto più alte (13€/kg) che sono state inserite nella nostra analisi [2].

Il materiale attivo per la batteria a flusso redox al vanadio è derivato da pentossido di vanadio, V₂O₅, che periodicamente subisce notevoli fluttuazioni di prezzo (da un minimo di circa 2,6 €/kg a un massimo di circa 65 €/kg negli ultimi 20 anni). Il prezzo medio per il 98% di V₂O₅ (Cina) tra il 2009 e il 2017 (un periodo di relativa stabilità dei prezzi) è stato di circa \$ 12,46 € /kg [17]. Supponendo che picchi di prezzo periodici aumentino il prezzo medio a lungo termine del pentossido di vanadio a 15,90 €/kg questo prezzo viene considerato come il più probabile in questa analisi.

Infine, il prezzo dei serbatoi contenenti i materiali attivi è stimato a seconda della capacità dei serbatoi. Il prezzo di un serbatoio in polietilene va dagli 0,12 € agli 0,03 € al litro [18].

Per quanto riguarda il "BOP", i componenti periferici sono composti da un BMS (Battery Management System), un sistema di piping, pompe per gli elettroliti, serbatoi di contenimento, che sono posti sotto i serbatoi degli elettroliti, e un telaio esterno dell'intera batteria.

Per il sistema di piping composto da due linee: una in polipropilene (PP) e un'altra in polivinilidene fluoruro (PVDF) il prezzo è stato determinato come somma dei prezzi delle linee determinati dai prezzi dei rispettivi materiali (tabella 2).

Il costo del telaio esterno, realizzato in policarbonato (PC) è ottenuto dal prezzo del materiale che lo compone che va dai 3,50 € agli 1,70 € al kg.

I prezzi indicati nella tabella 2 per il "BMS" e le pompe sono stati ottenuti da [10, 12].



CALCOLO DEI COSTI DELLA BATTERIA

Come detto sono stati scelti diversi valori per il prezzo di ciascuna delle componenti dell'inventario per rispecchiare l'incertezza riscontrata nei dati secondari ricavati da letteratura.

Una volta raccolti tutti i dati, al fine di ottenere la stima del costo della batteria a flusso, abbiamo utilizzato il "metodo di stima in tre punti".

La tecnica di stima in tre punti viene utilizzata nelle applicazioni dei sistemi informatici e gestionali per la costruzione di una distribuzione di probabilità approssimativa che rappresenta l'esito di eventi futuri. Nella stima a tre punti, vengono inizialmente prodotte tre cifre per ogni distribuzione richiesta, sulla base dell'esperienza precedente o delle migliori ipotesi:

a = la stima del caso migliore.

m = la stima più probabile.

b = la stima del caso peggiore.

A partire da queste stime è possibile calcolare per ogni componente il "costo atteso" e la sua deviazione standard attraverso le seguenti equazioni:

Expected value =
$$EV = \frac{a+4m+b}{6}$$
 e

Standard deviation = $SD = \frac{\sqrt{((a-EV)^2 + 4(m-EV)^2 + (b-EV)^2)}}{6}$

Il valore atteso e la deviazione standard per il costo di ciascuna delle componenti sono presentati nella tabella 3.

MEA	EV (costi componenti)	SD
Membrane Nafion	1.609,50€	246,79€
Carbon Felt	324,08 €	109,29€
Graphite bipolar plates	405,99 €	250,89€
Alumminium End Plates	116,67 €	29,25€
Copper Current Collectors	126,67 €	24,94 €
Polypropilene isolators e fitting	1,46€	0,72 €
Polyvinylfluoride fitting (PVDF)	33,00€	- €
Steel Rods,Screw and Nuts	132,00 €	- €
FKM Gaskets	400,00 €	- €
Tot.	3.149,36 €	-
ESC		
Poliethylene Tanks	63,23€	19,84 €
AQDS	392,76 €	91,62€
Br ₂ Anolyte	264,22 €	161,13€

Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

Br ₂ Catholyte	734,14€	447,71€
Tot.	1.454,35 €	-
ВОР		
PP "pipes"	5,30€	2,60€
PVDF "pipes"	737,00€	-€
Polypropilene Tank	169,00€	68,42 €
Polycarbonate External Frame	202,41€	41,69€
BMS	339,17€	93,83 €
Pumps	346,67 €	104,03 €
Tot.	1.793,04 €	-
TOTALE	6403,25 €	-

Tabella 3.3. 3 - Valore atteso e deviazione standard del costo delle componenti della RFB semi organica

Il costo totale atteso della batteria a flusso semi-organica dalla potenza di 5kW e dalla capacità energetica di 15 kWh è di 6403,25 €.

L'obiettivo successivo è stato quello di calcolare l'intervallo di confidenza, ovvero un valore di confidenza di quanto sia credibile che l'intervallo ottenuto contenga effettivamente il valore cercato (nel nostro caso il costo totale del sistema).

Attraverso il calcolo della deviazione standard è possibile calcolare la varianza totale e successivamente l'intervallo di confidenza entro il quale si ritiene ci sia la stima del prezzo della batteria. Ipotizzando che la distribuzione del campione sia una distribuzione normale l'equazione che ne definisce l'intervallo di confidenza è:

$$C_{RFB 95\%} = EV_{costototale} \pm (SD_{variancetotale} * Z_{value95\%})$$

Il valore di Z per un intervallo di confidenza al 95% è 1.96. L'intervallo di confidenza al 95% per il prezzo P della batteria è uguale a: $5162,56 \in P < 7643,94 \in$.

RISULTATI E DISCUSSIONE

In questa sezione sono presentati i risultati ottenuti e viene effettuato il confronto tra la batteria a flusso semi organica e una batteria a flusso tradizionale con elettrolita al vanadio.

Nella Figura 2 è raffigurata la scomposizione dei costi di tutte le componenti del sistema.





3.3 - Figura 2. Costi di tutte le componenti del sistema

La membrana in nafion occupa il 25% del costo totale del sistema, seguita dal sistema di piping composto in PVDF e PP e dagli elettroliti che rappresentano rispettivamente il 10% (Anolita) e l'11% (Catolita) dei costi totali. Le altre parti che raggiungono almeno il 5% del totale dei costi sono 3 componenti del "MEA" ("Carbon felt", "Graphite bipolar plates" e le guarnizioni in viton "FKM gaskets") e 2 componenti del "BOP" (il "BMS" e il sistema di pompe per il pompaggio degli elettroliti "Pumps").

Il costo totale atteso della batteria semi-organica è di 6403,25 € che equivale ad un costo atteso di 426,88 €/kWh e 1280,65 €/kW considerando le caratteristiche della batteria (5 kW, 15kWh).

Come fatto per l'analisi degli impatti ambientali, in questa sezione la batteria semi-organica è stata confrontata con una analoga batteria al vanadio della stessa potenza (5kW) e con la stessa riserva di carica (15 kWh). L'inventario utilizzato per l'analisi del ciclo di vita della batteria al pentossido di vanadio è stato riadattato per effettuare LCC.

Nelle sezioni successive viene presentato il confronto tra i due sistemi per quanto riguarda i costi interni e per quanto riguarda i costi ambientali.

Confronto dei costi interni

Per il calcolo dei costi interni della batteria al flusso con elettrolita al vanadio sono state utilizzate le stime dei prezzi delle componenti presentate in Tab. 2. Per le componenti comuni ai



due sistemi (RFB semi-organica e RFB al vanadio) i prezzi utilizzati per il calcolo del costo stimato sono gli stessi.

Le differenze tra i due sistemi che, come vedremo, influiscono sui loro costi sono dovute all' utilizzo di elettroliti diversi che presentano diverse densità di energia. L'elettrolita AQDS-HBr ha una densità di energia pari a 18.72 Wh/Kg, mentre l'elettrolita al vanadio ha una densità di energia di 30.5 Wh/Kg.

La costruzione di un sistema (5 kW, 15kWh) che utilizza un elettrolita al vanadio prevede:

Per lo storage di energia due serbatoi dalla capacità di 228 litri ciascuno per un totale di 365 litri di soluzione al vanadio.

Per l'assemblaggio degli stack un totale di 68 celle pari ad un'area attiva di 4,437 m2.

Il calcolo dei costi è stato effettuato anche nel caso della RFB al vanadio attraverso il metodo di stima in tre punti.

Il costo totale di questo sistema è di 5981,93 € con intervallo di confidenza al 95% uguale a: $4894,44 \in P < 7069,41 \in$. Il costo della RFB al vanadio è di 398,80 €/kWh e 1196,39 €/kW.

La scomposizione dei costi presentata in Figura 20. nel grafico a torta 2 evidenzia come la componente più costosa in termini monetari sia l'elettrolita al vanadio (32% del costo totale), seguito dalla membrana al nafion (18%) e dal sistema di piping (12%).



3.3 - Figura 3. Composizione dei costi di un sistema RFB al vanadio, 5kW e 15 kWh



Dal confronto dei costi dei due sistemi emerge che la RFB che utilizza l'elettrolita al vanadio ha un costo stimato inferiore (5981,93 €) rispetto alla RFB semi-organica (6403,25 €).

Osservando i costi aggregati negli insiemi "MEA", "ESC" e "BOP" secondo le funzioni svolte dalle componenti (Figura 4) si nota che per entrambe le batterie la parte relativa alla potenza presenta i costi maggiori: 3149 € (49%) nel caso della RFB semi-organica e 2275 € (38%) nel caso della RFB al vanadio. Il motivo di questo è l'elevato costo stimato del nafion (250 €/m²).



3.3 - Figura 4. Percentuali "MEA", "ESC" e "BOP" sul totale dei costi per le due RFB

Mentre il costo del "BOP", vista la costruzione dell'inventario, è equivalente per entrambi i sistemi è interessante soffermarsi sulla componente energetica rappresentata dai due diversi elettroliti.

Nel caso della soluzione di pentossido di vanadio il prezzo stimato dell'"ESC" è di 1907 € (32% del costo totale), mentre nel caso dell'elettrolita AQDS/HBr è di 1454 € (23% del costo totale).

Tuttavia, nella batteria semi-organica il risparmio ottenuto nella componente di storage dell'energia non è sufficiente a compensare i maggiori costi dello stack dovuti alla necessità di assemblare un numero maggiore di celle per ottenere una potenza di 5 kW.

Costi ambientali

La valutazione dei beni non di mercato, ovvero, la definizione dei prezzi (costi) di quei beni come la qualità ambientale, per i quali non esiste un mercato, rappresenta una delle sfide che gli economisti, affiancati da studiosi provenienti da diverse discipline, stanno affrontando dagli ultimi decenni del ventesimo secolo.

Poiché ogni società utilizza quotidianamente strumenti economici per analizzare investimenti ed efficienza, per soppesare costi e benefici e per una miriade di altri scopi, nasce anche la necessità di esprimere attraverso un valore monetario i benefici di un ambiente pulito, così che questi possano essere debitamente presi in considerazione nelle decisioni economiche.

Per il calcolo dei danni ambientali (chiamati esternalità) sono state sviluppate diverse metodologie che restituiscono valori monetari molto diversi tra loro [19,20,21] tanto che la scelta del metodo può influenzare significativamente non solo il valore assoluto del punteggio singolo di un prodotto, ma anche il ranking relativo tra le alternative [22].



La valutazione ambientale utilizza solitamente più categorie per quantificare i danni inflitti all'ambiente, agli ecosistemi, ecc. Pertanto, i metodi per il calcolo delle esternalità cercano di trovare fattori di monetizzazione per ciascuna categoria di impatto.

Nella nostra analisi abbiamo utilizzato i fattori di monetizzazione derivanti dallo studio più completo e recente in materia, l'"Environmental prices Handbook" redatto dal CE Delft, il quale è utilizzato anche nell'ultima versione del software Simapro 9.1 nel metodo denominato, "Environmental prices".

Gli scores LCA sono stati selezionati dall'analisi precedente la cui unità funzionale è definita come "la fornitura di 1 MWh di elettricità in 15 anni, come dispositivo di accumulo e supporto per la generazione di energia rinnovabile".

Il valore monetario di ciascuna categoria ambientale è stato calcolato moltiplicando il punteggio del LCA e il relativo fattore di monetizzazione, secondo la seguente formula:

$$EC = Punteggio \ LCA_{ic} * Fattore \ di \ monetizzazione_{ic} \ (\pounds)$$

dove ic è definita come la categoria di impatto ambientale e il punteggio LCA è ottenuto dall'analisi LCA precedentemente sviluppata.

Le categorie ambientali incluse nel calcolo sono: "Climate change", "Ozone depletion", "Particulate matter formation", "Terrestrial acidification", "Freshwater eutrophication". I fattori di monetizzazione secondo il metodo Env. Prices sono presentati nella Tabella 4.

Categoria d'impatto	Costo	Unità di misura
Global Warming	0,06€	kg CO2 eq
Stratospheric Ozone depletion	128,90€	kg CFC-11 eq
Fine Particulate matter formation	146,72 €	kg PM2,5 eq
Terrestrial acidification	7,84€	kg SO2 eq
Freshwater eutrophication	0,21 €	kg P eq

Tabella 3.3. 4 - Costo degli impatti ambientali secondo il metodo "Environmental Prices"

Risultati calcolo esternalità

In questa sezione vengono presentati i costi ambientali della batteria semi-organica sia nelle singole componenti che aggregandole secondo la loro funzione. I costi ambientali sono confrontati con i costi interni ed infine il costo ambientale totale del sistema è confrontato con quello di una batteria al vanadio.

Categoria d'impatto	Unità di misura	MEA	ESC	ВОР	Tot.
Global warming	kg CO ₂ eq	285,79€	90,68€	119,58€	496,41 €



Stratospheric ozone depletion	kg CFC11eq	6,26€	0,06€	0,09€	6,42 €
Fine particulate matter formation	kg PM2.5eq	1.063,43 €	364,45 €	450,72 €	1936,70€
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	112,88€	47,50€	52,87€	213,36€
Freshwater eutrophication	kg Peq	0,42€	0,10€	0,36€	0,87€
Tot.		1.468,78 €	502,80 €	623,62€	2595,20 €

Tabella 3.3. 5 - Costi ambientali delle componenti della RFB semi-organica

Osservando i risultati presentati nella Tabella 5 notiamo che il "MEA" è la parte più costosa dal punto di vista ambientale con un danno stimato di circa 1468 € seguito dal "BOP" (623 €) e infine dal "ESC" (502 €). La categoria ambientale più dannosa è la "Particulate Matter Formation" seguita da "Global Warming" e "Terrestrial Acidification".

Aggregando le componenti secondo le rispettive funzioni la composizione dei costi ambientali sembra rispecchiare quella dei costi interni con il "MEA" che occupa la porzione principale, circa il 57 % dei costi ambientali totali, l'"ESC" il 20 % e il "BOP" circa il 24 %.

In Figura 5 il "MEA" è stato disaggregato per analizzare il costo ambientale di ciascuna delle sue componenti mettendolo a confronto con il rispettivo costo interno.



3.3 - Figura 5. Costi ambientali (sx) e costi interni (dx) delle componenti del "MEA" nella RFB semi-organica



A differenza dei costi interni, dove è il nafion ad essere la componente più onerosa, il costo ambientale maggiore è rappresentato dagli end plates di alluminio (672 €). Il costo ambientale dei bipolar plates è il 24 % dei costi ambientali del MEA e il 13 % dei costi reali. Anche le guarnizioni rappresentate dal colore blu scuro nel grafico 4 occupano una percentuale maggiore sui costi ambientali (16%) rispetto a quella sui costi reali (13%). Il contrario è vero per il nafion e per il carbon felt che a fronte di costi reali elevati (rispettivamente 52% e 10% dei costi interni del MEA) presentano costi ambientali esigui intorno ai $30 \in (2\% \text{ dei costi ambientali del MEA})$.

Infine, come nel caso dei costi interni, abbiamo confrontato la batteria semi-organica con una batteria equivalente per caratteristiche ma che utilizza come elettrolita una soluzione di pentossido di vanadio.

I costi ambientali totali per ciascuna delle categorie di impatto inserite nell'analisi sono raffigurati nella Tabella 6.

Impact Category	Units (per MWh)	Semi-organic RFB	Vanadium RFB
Global warming	kg CO ₂ eq	496,41 €	509,65 €
Stratospheric ozone depletion	kg CFC11eq	6,42€	6,34€
Fine particulate matter formation	kg PM2.5eq	1.878,60€	3.345,22€
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	213,25€	470,34 €
Freshwater eutrophication	kg Peq	0,87€	0,99€
Totale		2.595,55 €	4.332,54 €

Tabella 3.3. 6 - Costi ambientali delle componenti della RFB al vanadio

Per quattro delle cinque categorie di impatto ambientale selezionate, la batteria che utilizza il pentossido di vanadio è più costosa (dannosa) a livello ambientale. Solo nella categoria "Stratospheric ozone depletion" la batteria a flusso semi-organica presenta un costo ambientale leggermente maggiore 6,42 € contro i 6,34 € dell'alternativa al vanadio.

Il costo ambientale totale della batteria semi-organica è di 2595,55 €, il 60 % del costo ambientale totale (4332,54 €) della RFB al vanadio.

Sommando i costi interni e i costi ambientali possiamo concludere che il costo totale della RFB vanadio (10314,47 €) è maggiore di quello della RFB semi-organica (8998,50 €) come mostrato nella Figura 6.





3.3 - Figura 6. Confronto dei costi ambientali e dei costi interni dei due sistemi RFB

Dai risultati ottenuti nella nostra analisi la batteria semi-organica del produttore GES ha un costo interno totale di 6403,25 €, pari a 426,88 €/kWh. Un costo totale stimato che, seppur superiore ai target previsti per il 2023 (135 €/kWh), si pone al di sotto della media dei costi dei sistemi finora studiati e riscontrati in letteratura (Figura 7).



3.3 - Figura 7. totali di sistemi RFB (confronto tra la nostra analisi e la letteratura esistente)

Come confermato dalla letteratura [6,10] le componenti più costose sono parte del "MEA" (che occupa quasi il 50 % del costo totale) con il nafion che raggiunge il 25 % (1610 €).

Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

L' elettrolita semi-organico ha un costo totale di 1391 € (21 % dei costi totali) con le soluzioni acquose di antrachinone disolfato e di acido bromidrico che costano rispettivamente, 657 € e 734 €.

Risultati che sono molto interessanti se osservati in confronto ad una batteria dalle caratteristiche tecniche equivalenti ma che utilizza una soluzione acquosa di vanadio. Infatti, confrontando i costi del "ESC" per le due batterie notiamo come nel caso della "RFB vanadio" questo sia il 32% (1910 €) del costo totale mentre nel caso della "RFB semi-organica" questo sia il 23 % (1450 €). L' elevato costo dell'elettrolita (V₂O₅), che ammonta a circa 1870 € (il 30 % del costo totale della RFB), ne fa la componente più pesante dal punto di vista dei costi. L'utilizzo dell'elettrolita semi-organico (AQDS/HBr), effettivamente, provoca dei risparmi nei costi della componente "ESC". Questi risparmi però non riescono a compensare il costo superiore delle componenti del "MEA" poiché a parità di potenza la RFB semi-organica deve avere una superficie attiva superiore se confrontato con il "MEA" della RFB che utilizza la soluzione di vanadio.

Ai risparmi nella componente elettrolitica la RFB semi-organica si vanno ad aggiungere quelli risultanti dall'analisi dei costi ambientali. Il costo ambientale di una batteria a flusso semi-organica è di 2595 € (circa 1730 € in meno della "RFB vanadio").

Se consideriamo i costi ambientali, in un'ottica di green chemistry che mira alla produzione di batterie con impatti ambientali ridotti, l'alternativa AQDS/HBr può rappresentare una buona soluzione. Tuttavia, le caratteristiche dell'elettrolita, ancora, non permettono di avere vantaggi sui costi interni rispetto all'utilizzo di un elettrolita tradizionale.

BIBLIOGRAFIA

- 1. Minke, Christine, Ulrich Kunz, and Thomas Turek. "Carbon felt and carbon fiber-A technoeconomic assessment of felt electrodes for redox flow battery applications." *Journal of Power Sources* 342 (2017): 116-124
- 2. Darling, Robert M., and Mike L. Perry. "The influence of electrode and channel configurations on flow battery performance." *Journal of The Electrochemical Society* 161.9 (2014): A1381.
- 3. Gregory, Thomas D., Michael L. Perry, and Paul Albertus. "Cost and price projections of synthetic active materials for redox flow batteries." *Journal of Power Sources* 499 (2021): 229965.
- 4. Dieterich, Vincent, et al. "Estimating the cost of organic battery active materials: a case study on anthraquinone disulfonic acid." *Translational Materials Research* 5.3 (2018): 034001.
- 5. Minke, Christine, Ulrich Kunz, and Thomas Turek. "Techno-economic assessment of novel vanadium redox flow batteries with large-area cells." *Journal of Power Sources* 361 (2017): 105-114.
- 6. Noack, Jens, et al. "Techno-economic modeling and analysis of redox flow battery systems." *Energies* 9.8 (2016): 627.
- 7. Zeng, Y. K., et al. "A comparative study of all-vanadium and iron-chromium redox flow batteries for large-scale energy storage." *Journal of Power Sources* 300 (2015): 438-443.
- 8. Ha, Seungbum, and Kevin G. Gallagher. "Estimating the system price of redox flow batteries for grid storage." *Journal of Power Sources* 296 (2015): 122-132.

Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

- 9. Zhang, Mengqi, et al. "Capital cost sensitivity analysis of an all-vanadium redox-flow battery." *Journal of The Electrochemical Society* 159.8 (2012): A1183.
- 10. Mellentine, James. *Performance characterization and cost assessment of an iron hybrid flow battery*. Diss. 2011.
- 11. Viswanathan, Vilayanur, et al. "Cost and performance model for redox flow batteries." *Journal of Power Sources* 247 (2014): 1040-1051.
- 12. Kear, Gareth, Akeel A. Shah, and Frank C. Walsh. "Development of the all-vanadium redox flow battery for energy storage: a review of technological, financial and policy aspects." *International journal of energy research* 36.11 (2012): 1105-1120.
- 13. Online: <u>https://catalog.cshyde.com/viewitems/films/pvdf-kynar-film-polyvinylidene-fluoride</u>). Accessed on: December 2021.
- 14. Minke, Christine, and Thomas Turek. "Economics of vanadium redox flow battery membranes." *Journal of Power Sources* 286 (2015): 247-257.
- 15. Online: <u>https://www.statista.com/statistics/1171084/price-polypropylene-forecast</u> globally/#:~:text=The%20global%20price%20of%20polypropylene,1%2C315%20U.S.%20dollars% 20per%20ton. Accessed on December 2021.
- 16. Di Florio Giuseppe, Busi Elena. "Relazione Analisi LCA Batteria a Flusso GES" (2020).
- 17. Online: https://www.vanadiumprice.com/. Accessed on December 2020.
- 18. Andavar, Venkatesh, and Bayad Ali. "Rainwater for Water Scarcity Management: An Experience of Woldia University (Ethiopia)." ANDAVAR, V., ALI, BJ, & ALI, SA (2020). Rainwater for Water Scarcity Management: An Experience of Woldia University (Ethiopia). The Journal of Business Economics and Environmental Studies 10.4 (2020): 29-34.
- 19. Vogtländer J.G., Brezet H.C., Hendriks C.F. The virtual eco-costs '99 A single LCA-based indicator for sustainability and the eco-costs-value ratio (EVR) model for economic allocation. Int. J. Life Cycle Assess. 2001, 6, 157–166
- 20. De Bruyn S., Bijleveld M., de Graaff L., Schep E., Schroten A., Vergeer R.; Ahdour S. Environmental Prices Handbook; CE Delft: Delft, The Netherlands, 2018.
- 21. MMG Annex: Monetisation of the MMG method (update 2017) Available online:http://www.ovam.be (accessed on December 2021)
- 22. Soliwoda, Micha. *Tax policy tools vs. sustainable development of agriculture. The case of Poland.* No. 2604481. International Institute of Social and Economic Sciences, 2015.



3.4 ANALISI LCA DEL SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A IONI DI LITIO

Nonostante che le batterie agli ioni di Litio non siano una tecnologia messa a punto all'interno del progetto ComESto, ma siano esse già in possesso dei partner o acquistate specificatamente per la realizzazione della nanogrid di progetto, si è ritenuto comunque strategico lo studio LCA della sua fase di produzione. Questo perché tale sistema d'accumulo entrerà a far parte delle configurazioni più promettenti del dimostratore e perchè costituisce l'elemento base per il funzionamento del sistema di scambio di energia *vehicle to grid*.

Esistono diverse tipologie di batterie al litio, ognuna delle quali con caratteristiche peculiari. In particolare, all'interno del Progetto ComESto sono state prese in considerazione le batterie Litio-Ferro-Fosfato (LFP) per i seguenti motivi:

- possiedono le caratteristiche fisiche e chimiche descritte nella scheda tecnica del fornitore della batteria al litio di UniCal, e quindi saranno quelle che verranno utilizzate nel dimostratore (cioè rappresentano la tecnologia più promettente per la valutazione del ciclo di vita coerente con il progetto).
- sono tecnologie utilizzate sia per autotrazione ma anche (importante nel presente progetto) per accumulo stazionario.
- sono tecnologie mature anche se relativamente recenti.
- in letteratura è possibile reperire informazioni abbastanza dettagliate sulla loro fase di produzione: questo è fondamentale, dato che dai costruttori di batterie risulta impossibile reperire dati primari per motivi legati al segreto industriale. Sono stati quindi analizzati diversi studi scegliendo i dati più completi, adattabili alle potenze in gioco necessarie per il funzionamento come accumulatori stazionari.

In particolare, è stato utilizzato lo studio di G. Majeau-Bettezet al. (Environ. Sci. Technol. 2011, 45, 4548–4554) per la modellazione specifica dei singoli componenti, essendo esso estremamente dettagliata e significativa per la tecnologia presentata. Ovviamente per l'utilizzo dell'inventario per l'LCA delle configurazioni della nanogrid in cui è presente la batteria al litio, le quantità dei materiali costituenti verranno ricalcolate in base alla potenza e all'energia erogata, in modo tale da scalarla nella maniera più conforme possibile rispetto a quella della nanogrid ComESto.

Si riporta di seguito lo schema concettuale che si è seguito per la prima modellazione delle batterie al litio: esso rappresenta i confini del sistema "batteria", definito dall'erogazione di 50 MJ di energia elettrica al gruppo propulsore. Per le diverse condizioni dei processi si assumono dati medi europei. Questa scelta è motivata da una maggiore disponibilità di dati e dalla localizzazione del Progetto. Fatta eccezione per la consegna finale della batteria (fuori dai confini del sistema), i requisiti di trasporto sono tutti basati su distanze di trasporto standard per i materiali consumati in Europa, come riportato dal database in Ecoinvent. I requisiti infrastrutturali di questo inventario sono stati tutti valutati con proxy di Ecoinvent.





3.4 - Figura 1. Flow chart generale dell'unità funzionale e dei confini del sistema della batteria con i diagrammi di flusso dettagliati dei singoli componenti degli elettrodi

ANALISI DELL'INVENTARIO

Componentistica della batteria

La densità energetica di una cella è funzione della sua percentuale di massa di materiale elettrochimicamente attivo. Tuttavia, per correnti di carica e scarica veloci (alta potenza), lo strato del materiale degli elettrodi sui collettori di corrente dovrebbe essere il più sottile possibile. Una maggiore densità di potenza è quindi ottenuta da batterie con minori proporzioni di materiale chimicamente attivo e maggiori proporzioni di "componenti di supporto". La percentuale della massa della batteria in materiali elettrodici, substrati elettrodici, separatori e contenitori può variare di 3/4 volte tra una batteria ad alta potenza e una ad alta energia.

Per modellare la batteria di questo studio, le proprietà elettrochimiche del materiale (capacità e voltaggio specifici), gli inventari di smontaggio delle batterie sono stati scalati sulle prestazioni tipiche previste della batteria. Il modello scelto per l'analisi sulla batteria agli ioni di litio assume il 17% della massa della batteria come imballaggio, più il 3% per il sistema di gestione della batteria (BMS). Questo non include alcun sistema di raffreddamento, che consideriamo oltre i confini del nostro sistema.

Di tutti i componenti, la quota di massa dell'elettrolita risulta essere la più insensibile alle differenze nel design della batteria, che vanno dal 18% della massa delle celle ad alta energia fino al 13,5% per quelle ad alta potenza.

Per la batteria agli ioni di litio, è stato assegnato all'elettrolita il 15% della massa della cella, circa il 12% della massa della batteria. Le quantità che compongono gli impasti degli elettrodi sono state scalate in modo che il prodotto delle loro capacità di carica e la loro tensione nominale fornisse una densità di energia affidabile per la batteria. Inoltre, sono state scelte le proporzioni di



massa tra gli impasti degli elettrodi (positivo e negativo) in modo che entrambi avessero una capacità di carica reversibile identica. Il resto della batteria agli ioni di litio è stato quindi suddiviso tra collettore di corrente catodica, collettore di corrente anodica, materiale separatore e componenti del contenitore secondo questi rapporti.

3.4 V
120 mAh · g1
350 mAh · g1
80 %
90 %
6000 cycles

Tabella 3.4. 1 - Proprietà elettrochimiche delle diverse parti della batteria

Composizione in massa della batteria (%)	
Impasto elettrodo positivo	24.8
Impasto elettrodo negativo	8.0
Separatore	3.3
Substrato, elettrodo positivo	3.6
Substrato, elettrodo negativo	8.3
Elettrolita	12.0
Contenitore cella, scheda e terminali	20.0
Confezione modulo e batteria	17.0
Sistema di gestione (Battery Management System BMS)	3.0

Tabella 3.4. 2 - Inventario complessivo

Prestazioni della batteria	
Capacità nominale della cella (1C rate)	32.3 Ah \cdot kg _{cell} -1
Densità energetica nominale della cella (1C rate)	110 Wh \cdot kg _{cell} ⁻¹
Densità energetica totale del pacco batteria	88.0 Wh · kg ⁻¹
Densità di potenza totale della batteria	400800 W · kg ⁻¹
Lifetime specific energy capacity (80% DoD)	1520MJ · kg ⁻¹

 Tabella 3.4.
 3 - Performances della batteria calcolate in base alla Tabella 1 e 2

Inventario della fase di produzione della batteria a ioni di Litio

Per quanto riguarda la produzione di batterie e sottocomponenti delle batterie agli ioni di litio si deve tener conto della manifattura dei seguenti componenti: gli impasti per elettrodi positivi e negativi vengono generalmente miscelati in situ durante l'assemblaggio della batteria. Una macchina di rivestimento applica quindi uno strato sottile (per es. 200-250 μ m per celle ad alta energia) su entrambi i lati dei substrati degli elettrodi (sotto forma di lamine metalliche). L'impasto liquido dopo essere stato applicato viene essiccato e pressato. Quindi, l'elettrodo positivo, il



separatore e l'elettrodo negativo vengono assemblati a sandwich e avvolti all'interno del contenitore della cella. Le celle sono riempite con l'elettrolita e chiuse. Inoltre, le celle sono sempre assemblate completamente scariche (tutti gli ioni di litio nel catodo). Le celle dopo essere sottoposte ad un certo numero di cicli di carica e scarica e test di conformità, sono combinate in moduli e pacchi batteria, con i necessari circuiti di controllo.

I requisiti sono stati determinati in base ai rapporti di massa dei componenti modellati precedentemente (Tabella 1,2,3). I requisiti di acqua, trasporto e infrastrutture sono stati presi dalla LCA delle batterie dei laptop di Hischier et al Swiss Centre for Life Cycle Inventories: Dübendorf, 2007; Vol. 18.

2.5x10 ⁻¹ kg
8.0x10 ⁻² kg
3.6x10 ⁻² kg
8.3x10 ⁻² kg
1.2x10 ⁻¹ kg
3.3x10 ⁻² kg
2.0x10 ⁻¹ kg
1.7x10 ⁻¹ kg
3.0x10 ⁻² kg
380
27 MJ
2.9 MJ
22 MJ
2.3x10 ⁻¹ tkm
5.1x10 ⁻² tkm
1.9x10⁻ ⁸ u

Tabella 3.4. 4 - - Inventario dei sottocomponenti per 1 kg di batteria

<u>Elettrodi</u>

L'elettrodo positivo (come anche quello negativo) è costituito da un supporto (<u>sottostrato</u>) ricoperto di un <u>impasto</u> costituito da materiali elettrochimicamente attivi, un aggregante (detto binder 5-10%) e del carbone per massimizzare la conduttività (4- 10%). Il materiale attivo è costituito dal ferrofosfato di litio, LiFePO₄, allo stato ossidato. Durante tutta la loro catena di produzione questi elementi non subiscono mai il processo di riduzione alla forma metallica, ad alta intensità energetica.

I leganti più comunemente usati sono il polivinilidenfluoruro (PVDF) e il politetrafluoroetilene (PTFE). Per quanto riguarda il carbone, si osserva poco guadagno in concentrazioni oltre il 6%. L' N-



metil-2-pirrolidinone (NMP) è il solvente preferito per conferire alla miscela una buona sospensione. Il solvente viene evaporato dopo l'applicazione del materiale dell'elettrodo sul substrato.

Materiali	
Litio Ferro Fosfato [LiFePO4]	0.87 kg
Carbone	0.05 kg
Polytetrafluoroethylene (PTFE)	0.08 kg
N-methyl-2-pyrrolidone (NMP)	0.28kg
Trasporti	
Rotaia: Freight rail transport	3.8 tkm
Gomma: Lorry >16t	0.7tkm
Emissioni	
N-methyl-2-pyrrolidone (NMP), to air, unspecified (kg)	0.28 kg

Tabella 3.4. 5 - Inventario della produzione di 1kg di impasto per l'elettrodo positivo

Per quanto riguarda la produzione del *Litio Ferro Fosfato* (LiFePO₄) esistono molte vie di sintesi: reazione allo stato solido ad alta temperatura, co-precipitazione in mezzo acquoso, sintesi idrotermale o attivazione meccano-chimica.

L'inventario utilizzato in questa analisi prevede le seguenti reazioni:

- Un sale di solfato di ferro (FeSO₄·7H₂O) è stato fatto reagire con acido fosforico (H₃PO₄) e idrossido di litio (LiOH) in acqua in un reattore sigillato a ca. 150-200°C per 5 ore. Sono stati utilizzati rapporti molari stechiometrici, con una concentrazione di solfato di ferro di 22 gL⁻¹.
- Il precipitato di LiFePO₄ è stato raccolto mediante filtrazione ad aspirazione ed essiccato a 60°C per 5 ore.
- Per questo inventario è stata ipotizzata una resa del 95%, presumendo che il prodotto perso e i coprodotti fossero rilasciati nell'idrosfera.

Materiali	
Idrossido di Litio (LiOH)	0.46 kg
Acido fosforico (H ₃ PO ₄)	0.65 kg
Iron Sulfate (FeSO ₄)	1.0 kg
Acqua deionizzata	46 kg
Energia	
Calore, unspecified, in chemical plant (MJ)	15
Trasporti	
Rotaia: Freight rail transport (tkm)	1.3
Gomma: Lorry >16t (tkm)	0.21
Infrastrutture	
Impianto industriale di chimica organica	4.0x1010 unità



Emissioni	
Ione litio, in acqua, unspecified	0.10
Ione ferro, in acqua, unspecified	1.9x102
Ione fosfato, in acqua, unspecified	3.2x102
Calore (MJ)	1.5

Tabella 3.4. 6 - Inventario per la produzione di 1 kg di LiFe PO4

L'impasto per elettrodi poggia su un substrato (*sottostrato dell'elettrodo*) costituito da una sottile lamina metallica (ca. 1520 μ m), che funge da supporto fisico e da collettore di corrente. Per l'elettrodo positivo viene utilizzato un foglio di alluminio, mentre per l'elettrodo negativo è preferito il rame.

Non erano disponibili dati sull'effettivo processo di fabbricazione della pellicola. Per questo inventario, è stato utilizzato come proxy il processo di "laminazione del foglio".

1 kg
1 kg
0.2 tkm
0.1 tkm
4.6x10-10 unità

Tabella 3.4. 7 - Inventario per la produzione di 1 kg di sottostrato per l'elettrodo positivo

Passiamo ora all'inventario dell'*elettrodo negativo*: La maggior parte delle batterie agli ioni di litio attualmente si basa su elettrodi di grafite. Per garantire l'assenza di impurezze di ossigeno nella grafite, questa viene trattata a 1100°C in atmosfera inerte o riducente. L'*impasto dell'elettrodo negativo* è tipicamente composto da grafite e un legante politetrafluoroetilene (PTFE) o polivinilidenfluoruro (PVDF) (ca. 5%). Alla miscela viene aggiunto solvente N-metil-2-pirrolidinone (NMP), che verrà poi fatto evaporare dopo l'applicazione dell'impasto sul supporto.

In questo inventario, si presume che il legante sia politetrafluoroetilene (PTFE). La quantità di NMP richiesta è analoga a quella per l'elettrodo positivo. Il fabbisogno energetico per cuocere la grafite è stato stimato dalla cottura dell'anodo di carbonio dell'industria dell'alluminio, che richiede 4,8-5,2 MJ·kg⁻¹. L'evaporazione del solvente NMP nell'aria è stata assegnata a questo processo (anziché all'assemblaggio della batteria) per il bilancio di massa e per semplicità. Si presume che questo processo venga eseguito in loco presso l'impianto di assemblaggio delle batterie e, di conseguenza, a questo processo non è stata assegnata alcuna struttura.

Materiali	
Graphite	0.95 kg



Polytetrafluoroethylene (PTFE)	0.05 kg
N-methyl-2-pyrrolidone (NMP)	0.28 kg
Energia	
Calore: unspecified, in chemical plant (trattamento grafite)	5.0 MJ
Trasporti	
Rotaia: Freight rail transport	0.2 tkm
Gomma: Lorry >16t	0.1 tkm
Emissioni	
Calore: Heat waste	5.0 MJ
N-methyl-2-pyrrolidone (NMP), in aria, unspecified	0.28 kg
Tabella 3.4. 8 Inventario per la produzione di 1 kg di impasto per	Pelettrodo perativo

8 - Inventario per la produzione di 1 kg di impasto per l'elettrodo negativo

La produzione del supporto (sottostrato dell'elettrodo negativo) è analoga a quella dell'elettrodo positivo soltanto che al posto dell'alluminio c'è rame

Materiali	
Rame primary, GLO	1 kg
Energia	
Sheet rolling, copper	1 kg
Trasporti	
Rotaia: Freight rail transport	0.2 tkm
Gomma: Lorry >16t	0.1 tkm
Infrastrutture	
Fabbrica per la lavorazione del metallo	4.6x10 ¹⁰ unità

Tabella 3.4. 9 - Inventario per la produzione di 1 kg di sottostrato per l'elettrodo negativo

Elettrolita

Gli elettroliti liquidi sono soluzioni generalmente composte da sali di litio 1 M (circa) in alchilcarbonato come solvente. Il solvente prevede sempre l'uso di carbonato di etilene (EC) per la passivazione anodica, generalmente integrato con dimetil o dietilcarbonati (DMC, DEC). Il litio esafluorofosfato (LiPF₆) è il sale generalmente usato nella produzione industriale, nonostante la sua tendenza a generare acido fluoridrico (HF) dopo la degradazione.

Per la produzione dei solventi sono state utilizzate proxy generiche di "sostanze chimiche organiche". Il LiPF₆ è invece presente nel nuovo database Ecoinvent 9.0. I semplici passaggi di miscelazione dei solventi e dissoluzione del sale non richiedono significativi apporti energetici, né portano a significative perdite di materiale o emissioni dirette. Anche l'uso dell'infrastruttura si basa sull'"impianto chimico, organico" di Ecoinvent.

Materiali	
LiPF ₆	0.12 kg
Etilcarbonato	0.88 kg



Trasporti	
Rotaia: Freight rail transport	0.6 tkm
Gomma: Lorry >16 t	0.1 tkm
Infrastrutture	
Impianto industria chimica organica	4.0x10- ¹⁰ unità

Tabella 3.4. 10 - . Inventario per la produzione di 1 kg di elettrolita

Separatore

Il ruolo fondamentale del separatore è quello di evitare che i due elettrodi si tocchino, lasciando fluire gli elettroni nell'elettrolita con la minor resistenza possibile. I separatori per le batterie agli ioni di litio sono generalmente realizzati in polimero poroso. Essi si basano generalmente su polipropilene (PP) e polietilene (PE), mentre altri materiali potrebbero essere poliacrilonitrile (PAN) e poliolefine non tessute a base di compositi ceramici, insieme alla polvere idrofila di SiO₂. In questo inventario è stato inserito un composto costituito da PP e PE, in quantità uguali. Lo stampaggio a iniezione è stato utilizzato come proxy per modellare la lavorazione dei materiali. Non sono state contabilizzate perdite materiali.

Materiali			
Polyethylene, LDPE granulate, at plant	0.5 kg		
Polypropylene, granulate, at plant	0.5 kg		
Energia			
Injection moulding 1 kg			
Trasporti			
Rotaia: Freight rail transport	0.2 tkm		
otaia: Lorry >16t 0.1 tkm			
Infrastrutture			
Fabbrica per la pro-cessazione della plastica	7.4x10- ¹⁰ unità		
Taballa 2.4. 11 Inventaria par la produzione di 1 la di sona	ratoro		

Tabella 3.4. 11 - Inventario per la produzione di 1 kg di separatore

Contenitore della cella

I contenitori delle celle per le batterie agli ioni di litio sono generalmente realizzati in alluminio, anche se talvolta viene utilizzato acciaio inossidabile. Non avendo dati specifici sulla produzione dei contenitori, tale processo è stato inventariato con laminazione della lamiera come proxy.

Materiali	
Alluminio, production mix	1 kg
Energia	
Sheet rolling, aluminum	1 kg
Trasporti	
Rotaia: Freight rail transport	0.2 tkm
Gomma: Lorry >16t	0.1 tkm



Infrastrutture	
Fabbrica per la lavorazione dei metalli	4.6x10 ⁻¹⁰
Tabella 3.4. 12 - Inventario per la produzione di 1 kg di contenitore	

Imballaggio della batteria

Per l'imballaggio, più celle sono combinate insieme in moduli, che a loro volta sono combinati in pacchi batteria. La plastica è solitamente il materiale dominante nei moduli e nei pacchi batteria, poiché resistente alla corrosione, poco costosa e leggera. In questo inventario, un'unica entità l'imballaggio è stata usata per i moduli e il pacco batteria e abbiamo come materiale il polietilene tereftalato (PET).

Materiali	
Polyethylene terephthalate	1 kg
Energia	
Injection moulding	1 kg
Trasporti	
Rotaia: Freight rail transport	0.2 tkm
Gomma: Lorry >16t	0.1 tkm
Infrastrutture	
Fabbrica per la processazione della plastica	7.4x10 ⁻¹⁰
T 1 11 2 4 42 T	

Tabella 3.4. 13 - Inventario per la produzione di 1 kg di imballaggio

Sistema di gestione (Battery Management System BMS)

Le celle delle batterie agli ioni di litio richiedono circuiti di controllo per prevenire situazioni di sovraccarico o sovrascarica. Contrariamente alle celle NiMH o ad altre chimiche basate su elettroliti acquosi, le celle agli ioni di litio sono prive di qualsiasi meccanismo di stabilizzazione intrinseco e quindi richiedono un controllo esterno attivo). Questi includono circuiti di controllo dell'interruzione della tensione o della temperatura, circuiti di bypass, fusibili, etc.

Come stima si assume che il BMS rappresenti ca. 3% rispetto all'intero pacco batteria, con circuiti integrati che rappresentano circa il 10% della massa del BMS. Ii fili di rame (sia per il cablaggio interno che esterno) si stima che rappresentino metà della massa del BMS ed il resto della massa costituita dal contenitore in acciaio inossidabile.

Materiali]
Integrated circuit, logic type, at plant	0.1 kg
Copper, primary, at refinery	0.5 kg
Chromium steel 18/8	0.4 kg
Energia	
Wire drawing, cooper	0.5 kg
Sheet rolling, steel	0.4 kg
Trasporti	
Rotaia: Freight rail transport	0.2 tkm



Gomma: Lorry >16t	0.1 tkm		
Infrastrutture			
Fabbrica per la processazione dei metalli	2.3x10 ⁻¹⁰ unità		

 Tabella 3.4.
 14 - Inventario per la produzione di 1 kg di BMS

VALUTAZIONE DELL'IMPATTO AMBIENTALE ED INTERPRETAZIONE DEI RISULTATI

La valutazione degli impatti ambientali della fase di assemblaggio (Produzione) calcolati con il metodo ReCiPe EndPoint sono riportati nella Figura 2.



3.4 - Figura 2. . Impatti ambientali della batteria a ioni di litio LFP calcolati con il metodo ReCiPe 2016 MidPoint

Notare che il sottostrato dell'elettrodo positivo, anche se in minore quantità, ha maggiori impatti sulle categorie "Human Carcinogenic" e "Terrestrial Acidification" per la presenza di alluminio i cui trattamenti per l'estrazione prevedono emissioni a uso di energia che provocano impatto su queste categorie. Il sottostrato dell'elettrodo negativo invece è costituito da Cu che ha impatti diversi, molto di più nella terrestrial ecotoxicity anch'esso dovuta ai processi di tipo estrattivo. Gli impasti degli elettrodi hanno impatti tendenzialmente minori, ma soprattutto quello dell'elettrodo positivo pesano sulla categoria "Ozone Depletion". Questo perché principalmente costituiti da polimeri fluorurati la cui sintesi e produzione rilascia nell'atmosfera gas di tipo freon molto dannosi per la riduzione dello strato di ozono. Molto apparente e tipico per sistemi in cui sono presenti circuiti elettronici è l'impatto (talvolta molto elevato) del sistema di controllo (BMS). Ciò è dovuto essenzialmente alla presenza di metalli preziosi (oro) presenti nelle schede le cui



relative operazioni minerarie e processi di trasformazione altamente impattanti fanno salire i valori degli indicatori di tutte le categorie, in maniera particolare delle eco tossicità delle acque.



3.4 - Figura 3. . Diagramma a rete degli impatti della batteria calcolati con il metodo IPCC 100a

La Figura 3 mostra gli impatti della batteria con il metodo IPCC e conferma i risultati mostrati precedentemente.

Inoltre, da non trascurare il cell container, che in questo inventario è costituito da alluminio. Gli impatti sono i maggiori specialmente sulla "Human Carcinogenic". Per questo conviene fare un'analisi di sensibilità sostituendo l'alluminio all'acciaio (visto che in alcuni casi viene preferito).



3.4 - Figura 4. Confronto tra la batteria con cell-container in alluminio e quello in acciaio calcolato con il metodo Recipe midpoint



Dal confronto sostituendo l'alluminio con l'acciaio (Figura 4), tenendo conto dei pesi specifici, le differenze non sono grandissime specialmente sul "Global Warming", le categorie che ne risentono maggiormente sono quelle legate ai processi energivori della produzione e lavorazione dell'acciaio.



3.5 ANALISI LCC DEI COSTI AMBIENTALI PER UN SISTEMA DI ACCUMULO BATTERIA A IONI DI LITIO

La valutazione dei beni non di mercato, ovvero, la definizione dei prezzi (costi) di quei beni come la qualità ambientale, per i quali non esiste un mercato, rappresenta una delle sfide che gli economisti, affiancati da studiosi provenienti da diverse discipline, stanno affrontando dagli ultimi decenni del ventesimo secolo. Poiché la nostra società utilizza quotidianamente strumenti economici per analizzare investimenti ed efficienza, per soppesare costi e benefici, nasce anche la necessità di esprimere attraverso un valore monetario i benefici di un ambiente pulito, così che questi possano essere debitamente presi in considerazione nelle decisioni economiche.

La monetizzazione dei danni ambientali viene sempre più utilizzata per il confronto dei risultati derivanti dall'analisi LCA con l'obiettivo di facilitare la comunicazione e l'utilizzo di questo strumento nelle decisioni politiche. Tuttavia, l'assegnazione di un valore monetario per ciascuna delle categorie di impatto studiate in LCA è un tema controverso che presenta numerose incertezze. Per il calcolo dei danni ambientali (chiamati esternalità) sono state sviluppate diverse metodologie che restituiscono valori monetari molto diversi tra loro così che la scelta del metodo può influenzare significativamente il valore assoluto del "costo ambientale" del prodotto o servizio analizzato. La valutazione ambientale utilizza solitamente più categorie per quantificare i danni inflitti all'ambiente, agli ecosistemi, ecc. Pertanto, i metodi per il calcolo delle esternalità cercano di trovare fattori di monetizzazione per ciascuna categoria di impatto.

In un recente articolo è stata effettuata una revisione della letteratura (Amadei, Andrea Martino, Valeria De Laurentiis, and Serenella Sala. "A review of monetary valuation in life cycle assessment: State of the art and future needs." *Journal of Cleaner Production* 329 (2021): 129668) dalla quale emerge che la disponibilità di coefficienti per la valutazione monetaria delle categorie di impatto è molto variabile, con alcune categorie che sono comunemente analizzate (es. "Climate Change") ed altre per le quali è difficile ottenere informazioni (es. "Terrestrial Eutrophication").

METODOLOGIA

Dato che la batteria o le batterie che verranno utilizzate nelle configurazione della nanogrid ComESto vengono o sono state acquistate e la loro fase di produzione non è stata messa a punto all'interno del progetto, il Life Cycle Cost è stato calcolato solo per le esternalità. Inoltre, visto il quadro generale in quest'analisi abbiamo deciso di selezionare solo alcune delle categorie di impatto ambientali risultanti dal software SimaPro. Sono state selezionate le categorie del metodo Recipe per le quali è presente un maggior numero di studi in letteratura e una maggiore concordanza nell'approccio alla valutazione e nei risultati, che sono: "Climate Change", "Ozone Depletion", "Terrestrial Acidification", "Photochemical Oxidant Formation", "Particulate Matter Formation", "Ionising Radiation".

Per ognuna di queste categorie sono stati poi selezionati tre diversi fattori di monetizzazione come raffigurato nella Tabella 1.



Il primo ricavato secondo il metodo Environmental prices derivante dall' "Environmental prices Handbook" redatto dal CE Delft, il quale è utilizzato anche nell'ultima versione del software Simapro 9.1 (De Bruyn, S. M., et al. "Shadow prices handbook. Valuation and weighting of emissions and environmental impacts." (2010)). Il secondo fattore è stato scelto seguendo il metodo Stepwise 2006 (Weidema, Bo Pedersen. "Using the budget constraint to monetarise impact assessment results." *Ecological economics* 68.6 (2009): 1591-1598) che utilizza il vincolo di bilancio per determinare il valore monetario delle categorie di impatto ambientale. Infine, l'ultimo fattore di monetizzazione scelto è equivalente alla media di tutti i fattori di monetizzazione presenti in letteratura per ciascuna categoria (Amadei, 2021).

Categoria LCA	Env.Prices	Stepwise	Amadei (Media)	Unità di misura
Climate change	5,93E-02	1,07E-01	2,72E-01	€/kgCO2 eq
Ozone depletion	1,29E+02	1,29E+02	5,55E-01	€/kg CFC-11 eq
Terrestrial acidification	7,84E+00	1,94E-01	4,07E+00	€/kg SO2 eq
Photochemical oxidant formation	2,32E+00	7,24E-01	3,51E+00	€/kg C2H4
Particulate matter formation	1,47E+02	8,79E+01	3,73E-01	€/kg PM2,5 eq
lonising radiation	4,83E-02	2,50E-03	2,13E-01	€/kBq U235 eq

Tabella 3.5. 1 - Fattori di monetizzazione

Una volta scelti i fattori di monetizzazione il calcolo del costo economico degli impatti ambientali (Environmental cost, EC) è stato effettuato secondo la seguente equazione:

 $EC = Punteggio LCA_{ic} * Fattore di monetizzazione_{ic} (\pounds)$ Equazione 1

Dove il punteggio LCA per la categoria di impatto selezionata "ic" è stato calcolato nell'analisi LCA precedentemente sviluppata. Anche l'unità funzionale e l'inventario utilizzati sono quelli dell'analisi LCA.



RISULTATI

Il costo ambientale complessivo della nostra unità funzionale rappresentata da "un kg di batteria al litio", utilizzando la metodologia da noi selezionata è di: 7,63 € (Env.Prices), 5,50 € (Stepwise) o 6,34 € (Amadei).



3.5 - Figura 1. . Costo ambientale per ciascuna categoria di impatto utilizzando i tre diversi metodi di monetizzazione

Analizzando i risultati ottenuti dalla monetizzazione di ciascuna categoria di impatto emergono alcune differenze tra le tre metodologie di calcolo utilizzate come raffigurato nel Figure 1.

Utilizzando i metodi "Environmental prices" e "Stepwise" le categorie più pesanti sono "Climate Change" e "Particulate Matter Formation" con la seconda che risulta avere un costo maggiore dell'altra in Environmental Prices (circa 1,60 € "Particulate Matter Formation" e 1,15 € "Climate change"). Utilizzando il metodo "Stepwise" la categoria "Climate change" è invece la più costosa (circa 2,00 €).

Se utilizziamo come fattore di monetizzazione quello presentato in Amadei (2021) il costo ambientale maggiore è attribuito alla categoria "climate change" ed è di circa 5,20 €.



È interessante notare come in questo caso il costo risultante per la categoria "Particulate Matter Formation" sia pressoché nullo. Differenze meno rilevanti si trovano anche nelle altre categorie. Il costo della categoria "Ozone depletion" è irrilevante secondo tutte e tre le metodologie.



^{3.5 -} Figura 2. Costo ambientale di ciascuna delle componenti della batteria

Nella Figura 2 abbiamo scomposto i costi totali ambientali della batteria secondo le componenti presenti nell' inventario.

Nonostante le differenze nel costo ambientale totale utilizzando le tre diverse metodologie e nei pesi assegnati dalle stesse a ciascuna categoria, il danno economico ambientale di ciascuna componente risulta in un ranking abbastanza omogeneo con la componente più costosa che è rappresentata dal "BMS" con percentuali che vanno dal 25 % al 31 % dei costi totali.

Le altre componenti che gravano sui costi ambientali sono "l'elettricità", "l'impasto dell'elettrodo positivo" e "il cell container".


Il costo ambientale totale degli elettrodi (dato dalla somma dei sottostrati e degli impasti degli elettrodi positivo e negativo) varia tra il 26 % e il 28 % a seconda del metodo utilizzato con una differenza riscontrata nel costo ambientale del "sottostrato dell'elettrodo negativo" calcolato con i metodi "Environmental Prices" e "Stepwise" (3/6%) e quello calcolato utilizzando la media dei fattori di monetizzazione presenti in letteratura che risulta essere dell'1%. Il contrario è valido per l'"impasto dell'elettrodo positivo" più costoso secondo i fattori di monetizzazione medi (20%) rispetto alle altre due metodologie (15% e 19%). Queste differenze sono dovute alla metodologia utilizzata e ai fattori di monetizzazione scelti. Ad esempio, a rendere più costosa la componente "impasto dell'elettrodo positivo" in (Amadei, 2021), è il fattore di monetizzazione medio presente per la categoria "Climate Change" (0,27 ξ/CO_2 eq).

In conclusione, il costo ambientale totale, considerando le categorie di impatto selezionate, per la produzione di una batteria al litio da 1 kg varia tra i 3,05 € e i 6,34 €. Il BMS risulta essere la componente più gravosa secondo tutte le metodologie di calcolo utilizzate. Le 3 diverse metodologie utilizzate concordano anche sull'attribuzione di un costo ambientale rilevante per l'elettricità, il cell container e l'impasto dell'elettrodo positivo.

BIBLIOGRAFIA

Amadei, Andrea Martino, Valeria De Laurentiis, and Serenella Sala. "A review of monetary valuation in life cycle assessment: State of the art and future needs." Journal of Cleaner Production 329 (2021): 129668

De Bruyn, S. M., et al. "Shadow prices handbook. Valuation and weighting of emissions and environmental impacts." (2010)

Weidema, Bo Pedersen. "Using the budget constraint to monetarise impact assessment results." Ecological economics 68.6 (2009): 1591-1598



3.6 ANALISI LCA DEL SISTEMA DI ACCUMULO SUPERCAPACITOR

INTRODUZIONE

I Supercapacitors (SC), alternativamente chiamati anche EDLC (Electric Double Layer Capacitor), sono sistemi di accumulo di energia, il cui meccanismo di azione è basato sulla formazione di un doppio layer capacitivo all'interfaccia tra gli elettrodi e l'elettrolita. I supercapacitors hanno attirato l'interesse negli ultimi decenni, in virtù di alcune vantaggiose caratteristiche, quali l'alta potenza specifica (kW/Kg) e l'elevato numero di cicli di carica e scarica realizzabili durante la vita utile – circa 10⁶ [1]. Ulteriori meriti dei SC sono l'ampia finestra di temperature alle quali possono funzionare, l'alta efficienza e la bassa resistenza interna. Le sopracitate caratteristiche rendono gli EDLC idonei non esclusivamente ad un utilizzo indipendente, ma anche integrati con altri dispositivi ad alta energia in sistemi di maggiore complessità [2]. Ad esempio, in applicazioni stazionarie, i SC non solo possono agire da sistemi di storage energetico, ma essere utilizzati anche come stabilizzatori per la rete elettrica ed essere integrati in sistemi UPS (Uninterruptible Power System). I SC si compongono di due elettrodi, generalmente composti da materiali a base di carbonio, ad esempio carboni attivi, che hanno un'elevata area superficiale. Ciò permette di accumulare una grandissima quantità di cariche elettriche sugli elettrodi ed avere una grande densità energetica, ma soprattutto una elevata potenza specifica. Gli elettrodi sono isolati da un sottile strato di materiale separatore ed impregnati con un elettrolita. Il separatore permette agli ioni nell'elettrolita di muoversi e contemporaneamente previene il cortocircuito tra gli elettrodi. Differentemente dalle batterie, i SC sfruttano esclusivamente gli effetti elettrostatici per accumulare energia agli elettrodi. Il meccanismo di immagazzinamento dell'energia attraverso il doppio layer non prevede nessun cambiamento di fase o composizione chimica, ma esclusivamente una rapida reazione alla superficie degli elettrodi. Rispetto ad un condensatore convenzionale, l'accresciuta capacità dei SC è conseguenza dell'elevatissima area superficiale degli elettrodi, la quale è determinata principalmente dai materiali utilizzati per gli elettrodi, in termini di conducibilità e porosità.

Il fenomeno alla base del funzionamento degli EDLC è stato descritto da Helmholtz nel 1879 [3]. Alla base del modello utilizzato da Helmholtz c'era l'assunzione che tutte le cariche fossero assorbite sulla superficie dell'elettrodo. Il modello è stato successivamente migliorato da Gouy e Chapman, che hanno incluso la mobilità degli ioni nell'elettrolita, derivata dal bilancio tra diffusione e forze elettrostatiche. Infine, nel 1924 Stern [4] integra i modelli di Helmholtz e di Gouy-Chapman, separando in due distinti strati il volume di elettrolita a ridosso dell'elettrodo (Figura 1). Lo strato in diretto contatto con l'elettrodo, strato di Stern (strato di Helmholtz), è sede dell'assorbimento degli ioni sulla superficie dell'elettrodo, mentre lo strato diffusivo (strato di Gouy-Chapman) dà conto dei fenomeni ottenibili con il modello di Gouy-Chapman. La capacità complessiva di un EDLC può essere vista come le capacità dei due strati collegati in serie.





3.6 - Figura 1. Modello di Gouy-Chapman-Stern per EDLC

I SC si differenziano da capacitori tradizionali perché presentano potenze specifiche generalmente minori, ma più elevate densità di carica. Ciò presuppone la scelta di materiali *ad hoc* per l'assemblaggio di un SC [1]. Un SC è composto da elettrodi, molto spesso porosi, con un'area superficiale molto maggiore che nei tradizionali capacitori. Ciò consente agli ioni dell'elettrolita di assemblarsi alla superficie dell'elettrodo, separati da una gabbia di solvente (Figura 1), per cui l'ampia area superficiale e la piccola separazione di carica genera una grande densità energetica [1]. L'ottimizzazione di un SC, quindi, prevede una appropriata scelta dei materiali e del design di elettrodi, elettrolita, membrana separatrice e sigillante di cella.

In un SC i materiali per il catodo e l'anodo possono essere gli stessi, non presentando gli elettrodi differenze di funzionamento. Le proprietà che un buon elettrodo deve avere sono: stabilità chimica, termica e meccanica, minimi processi redox irreversibili, elevata area superficiale, ampia finestra di potenziale, bagnabilità e alta conducibilità elettrica. Generalmente, i materiali utilizzati come elettrodi sono carboni attivi, materiali di carbonio nanostrutturati, nanotubi, grafene e, tra i materiali pseudocapacitivi, ossidi e nitruri di metalli di transizione. I materiali utilizzati per le soluzioni elettrolitiche possono essere divisi in tre grandi categorie: elettroliti organici, elettroliti acquosi e liquidi ionici. Attualmente gli elettroliti maggiormente utilizzati sono quelli organici. Questi elettroliti contengono generalmente sali quaternari, come il tetraetilammonio tetrafluoroborato, TEABF4, o il trietilmetilammonio



tetrafluoroborato, TEMABF₄. I vantaggi sono legati ad una conducibilità ionica sufficientemente sostenuta ed un'ampia finestra di potenziale. Tra i solventi più utilizzati ci sono l'acetonitrile, che però pone qualche problema di tossicità e sicurezza, ed il carbonato di propilene, che rappresenta una scelta più sicura, ma a scapito di ridotte performance di stabilità. Diversamente dagli elettroliti organici, le soluzioni acquose hanno una maggiore conducibilità ionica e pongono meno problemi di sicurezza, ma sono instabili a potenziali elevati [1], presentano una finestra di operatività ridotta, in genere intorno ad 1 V. Gli elettroliti acquosi più comunemente utilizzati sono acido solforico (H₂SO₄), idrossido di potassio (KOH), cloruro di potassio (KCl) e solfati (K₂SO₄, Na₂SO₄) [1]. La funzione del separatore è di prevenire il contatto tra anodo e catodo e, più in generale, avere un grande resistenza elettrica, al fine di evitare il trasferimento diretto di elettroni tra i due elettrodi. All'opposto, un buon separatore deve avere un'elevata conducibilità ionica. La conducibilità ionica è collegata in genere ad un'alta porosità ed una bassa tortuosità [1]. Inoltre, il separatore deve avere un'ottima stabilità meccanica e resistenza alla corrosione. I materiali utilizzati come separatore includono polimeri microporosi o non-tessuti, vetri e derivati della cellulosa; alcuni esempi ne sono il polipropilene (PP), il Teflon, il Rayon ed il polietilene (PE) [1].

Rispetto ad altri sistemi di generazione ed immagazzinamento dell'energia, come batterie a ioni litio, fotovoltaico o celle a combustibile, la valutazione ambientale della produzione, utilizzo e smaltimento dei SC è molto più limitata nella letteratura scientifica. Gli studi sinora condotti si concentrano su applicazioni nel campo automobilistico, si veda ad esempio [6-7], o rispetto al livello di penetrazione delle rinnovabili [8]. La maggior parte dei lavori pone l'attenzione sull'analisi ambientale dei materiali per gli elettrodi [6-7]. Spesso questi lavori mancano di un approfondito livello di dettaglio, per quanto concerne alcuni componenti dei SC, oppure fanno utilizzo di pochi dati primari. Per quanto sia a nostra conoscenza, uno studio approfondito sugli elettroliti adoperati nei SC è assente nella letteratura di riferimento. Cossutta et al. [6] considerano l'utilizzo di grafene come materiale alternativo al carbone attivo per gli elettrodi. Il SC studiato è utilizzato in un'applicazione per automotive e l'analisi prende in considerazione anche l'end of life. I loro risultati evidenziano come all'utilizzo del grafene corrispondano impatti ambientali maggiori. Ciò è causato sia dagli onerosi processi di produzione del grafene, che dalla ridotta capacità specifica. Le conclusioni variano nel caso in cui si assuma per il grafene di raggiungere la capacità teorica massima, un alto grado di riciclabilità e processi di produzione ottimizzati. Un analogo focus sui materiali per gli elettrodi è perseguito anche da Weil et al. [7], che in questo caso valutano l'utilizzo di nanomateriali carboniosi (nanotubi single-wall e multi-wall). Anche in questo studio l'applicazione è nel settore automobilistico; per la precisione, come dispositivi di accumulo energetico in automobili elettriche ed ibride. Da ultimo, si vuole menzionare uno studio italiano del 2014, che conduce un'analisi tecnico-economica di un carrello elevatore a forca, alimentato da un sistema ibrido batteria a piombo-SC [9]. Tramite dati simulati e sperimentali, Conte et al. [9] evidenziano i potenziali vantaggi tecnici ed economici di tale configurazione ibrida, grazie all'aumentata efficienza e all'estensione della vita utile della batteria, a cui corrispondono dei risparmi nel ciclo di vita del mezzo elevatore.



LCIA e METODI

Nel seguito viene esposta l'analisi LCA, eseguita dall'unità dell'università di Siena, di un sistema di storage (*pack*) di SC, composto da 10 moduli, progettato dal partner OCIMA per il progetto ComESto. Ogni modulo è composto da 24 celle unitarie, ognuna con una capacità di 3000 F. Le celle unitarie sono celle cilindriche e vengono acquistate dal produttore cinese SPSCap. Le caratteristiche tecniche delle celle singole sono riassunte in Tabella 1.

Capacity (F)	LC (mA, RT 72 h)	Energy stored (Wh)	Energy density (Wh/Kg)	Continuous current (15/40 °C, A)	Peak current (A)	Voltage (V _{DC})	Mass (g)
3000	5.2	3.04	5.5	128/208	2165	2.7	551

Tabella 3.6. 1 - Caratteristiche cella SPSCap

Il pack ha un peso complessivo di 150 Kg – 88% dovuto alle celle – ed una energia immagazzinata pari a 750 Wh. In Tabella 2 è presentato l'inventario utilizzato. Per i moduli, il restante 12% del peso è stato suddiviso tra il limitatore di tensione ed un contenitore (case) di acciaio. Per la precisione, al case corrisponde 8.6% del peso ed al limitatore 3.4%. Tale proporzione è stata adattata da uno studio di Peters et al. [10] sulle batterie a ioni di sodio. Anche gli input riferiti all'elettricità coinvolta nel processo di assemblaggio ed alle infrastrutture sono stati adattati da [10]. Per i SC il limitatore è l'equivalente del battery management system (BMS) delle batterie. La sua funzione è quella di garantire che tutte le celle collegate in serie lavorino alla stessa tensione - la tensione massima ammissibile. Inoltre, serve da bilanciatore di carica, riallineando il sistema. Non avendo accesso diretto ad un inventario per un limitatore SC, né da riferimenti bibliografici né da dati primari, si è deciso di modellare il limitatore con il BMS presente in Peters et al. [10], che a sua volta riprende un dataset utilizzato per un BMS di batterie a ioni litio [11], ritenendo questa approssimazione sufficientemente realistica. Riguardo le celle singole, gli elettrodi sono costituiti da collettori di corrente in alluminio, mentre la parte attiva dell'elettrodo viene depositata come slurry. Questo è composto da carbonio attivo, quale materiale dalla elevata conducibilità e area superficiale, Triton X-100 come disperdente e SBR come binder per lo slurry. Nel database di Ecoinvent [12] non sono presenti dataset relativi né alla gomma stirene-butadiene (SBR) né al Triton X-100. L'inventario per la gomma SBR è stato riadattato da [13]. Il dataset per il Triton X-100 è stato costruito considerando la reazione di polimerizzazione dell'ottilfenolo con l'ossido di etilene, secondo la reazione:

$$C_{14}H_{22}O+9.5C_2 H_4 O \rightarrow C_{33} H_{60}O_{10.5}$$
 (Eq. 1)



Pack SC	
Moduli	10
Modulo	
Celle singole	24
elettricità	Assemblaggio
Case	Acciaio
limitatore di tensione	Elettronica di controllo
cella singola	
elettrodi	Ai carboni attivi
elettricità	Assemblaggio
Separatore	Rayon
Calore	Di processo
Elettrolita	TEMABF4 in Acetonitrile
Housing	Acciaio
Elettrodi	
Collettore di corrente	Alluminio
eletrodo	Carboni attivi
surfattante	Triton X-100





Tabella 3.6. 2 - Inventario sistema di storage SC

Il separatore è un foglio di rayon, non presente nel database Ecoinvent [12], che è stato modellato come fibre di viscosa filate e tessute. L'elettrolita è una soluzione di trietilmetilammonio tetrafluoroborato (TEMABF₄) in acetonitrile a concentrazione 1.5M. Il trasporto delle celle è stato modellato come trasporto via nave dalla Cina (si è utilizzato Shanghai come generica località) al porto di Napoli.

Una dettagliata analisi LCA della produzione dell'elettrolita risulta essere assente nella letteratura. I metodi di sintesi dei costituenti l'elettrolita organico, insieme ai processi di produzione della soluzione elettrolitica, hanno un rilevante impatto sia sulle caratteristiche tecniche del SC, che sulle performance ambientali ed economiche. L'unità LCA dell'università di Siena ha quindi svolto un approfondimento rispetto alla produzione dell'elettrolita. Alla luce del know-how e delle prerogative interne al dipartimento di biotecnologie, chimica e farmacia, la ricerca si è concentrata sugli aspetti più propriamente chimici della produzione del sale organico, presente nell'elettrolita, e sulla relativa valutazione ambientale. Sono stati individuati due recenti documenti brevettuali [14, 15], che hanno permesso di costruire un inventario specifico per il TEMABF₄ e per un'efficiente produzione di soluzioni elettrolitiche di quest'ultimo in acetonitrile. Come mero dato storico, si riporta che il primo brevetto riguardante i SC risale al 1957 ad opera di Becker e Ferry della General Electric Company, che descriveva la formazione di un EDLC utilizzando materiali porosi a base di carbonio, come materiale per gli elettrodi [16]. Un elettrolita comunemente utilizzato in SC è il tetraetilammonio tetrafluoroborato (TEABF₄) disciolto in acetonitrile. Tale elettrolita ha un costo tipicamente elevato e diverse sono le possibilità di sintesi. Un metodo di produzione combina un alogenuro (BF4⁻) metallico ed un alogenuro tetra-alchilico [15] direttamente in acetonitrile, seguito da filtraggio e rimozione dell'alogenuro metallico coprodotto. Tipicamente, comunque, un'alta concentrazione di ioni alogenuri e ioni metallici rimane nella



soluzione elettrolitica. Questa concentrazione residua risulta essere dannosa per le proprietà dell'elettrolita. Nel brevetto [14] è descritto un metodo per produrre una soluzione elettrolitica direttamente nel solvente organico, a partire da tetrafluoroborato d'ammonio e da un sale d'ammonio quaternario, per formare il tetrafluoroborato d'ammonio quaternario desiderato ed un alogenuro d'ammonio, che è facilmente rimosso dalla soluzione. L'inventario della soluzione elettrolitica di TEMABF₄ in acetonitrile è stato ottenuto seguendo le prescrizioni contenute nel brevetto [14]. Il sale organico è disciolto con una concentrazione di 1.5M. Il TEMABF₄ è ottenuto per scambio ionico a partire da ammonio tetrafluoroborato (NH₄BF₄) ed un sale quaternario d'ammonio (TEMA-CI). Il TEMABF₄ formatosi rimane in soluzione, mentre il sale (NH₄CI) precipita:

 $(C_2H_5)_3CH_3N^+Cl^- + NH_4^+BF_4^- \rightarrow (C_2H_5)_3CH_3N^+ + BF_4^- + NH_4Cl$ (Eq. 2)

Nella formulazione adottata per il SC in esame, il rapporto molare tra NH₄BF₄ e TEMA-Cl è pari ad 1.25. Un eccesso di NH₄BF₄ serve a minimizzare la presenza di alogenuri residui. Ciò migliora le prestazioni dell'elettrolita e, inoltre, diminuisce il tempo di reazione. La reazione avviene a temperatura ambiente (T=25°C). La soluzione viene tenuta in agitazione durante la reazione e successivamente filtrata, per rimuovere il precipitato. Nel brevetto [14] gli autori sostengono che, differentemente da altre sintesi che usano sali metallici di tetrafluoroborati, gli ioni ammonio residui nella soluzione elettrolitica non danno effetti negativi sulle proprietà dell'elettrolita, come al contrario riscontrato per gli ioni metallici. Il sale quaternario d'ammonio di partenza può essere indifferentemente un cloruro o un bromuro, dando un prodotto di reazione ed una resa paragonabili.

Al fine di valutare l'impatto ambientale di diverse procedure di sintesi, si è analizzato uno scenario alternativo, in cui il TEMABF₄ è prodotto facendo reagire un sale metallico di tetrafluoroborato con il sale quaternario d'ammonio TEMA-Cl. Il relativo inventario è stato costruito conformemente alla procedura descritta nel brevetto [15]. Una breve descrizione prevede di miscelare il sale di ammonio quaternario con il sale metallico di tetrafluoroborato in un solvente organico, che sia parzialmente o totalmente miscibile in acqua. Tra i possibili sali metallici sono da preferire gli alcalini, in particolare quelli di sodio e potassio. I rapporti molari tra l'ammonio quaternario ed il sale metallico possono variare tra 2:1 e 1:5. Durante la miscelazione interviene una reazione di scambio ionico, da cui si forma il trietilmetilammonio tetrafluoroborato, che rimane disciolto nel solvente organico, mentre il corrispondente sale metallico precipita. La reazione, considerando il sale di sodio di tetrafluoroborato, è riportata di seguito:

$$(C_2H_5)_3CH_3N^+Cl^- + Na^+BF_4^{-} \xrightarrow{\text{yields}} (C_2H_5)_3CH_3N^+ + BF_4^- + NaCl$$
 (Eq. 3)

Sebbene la reazione proceda anche a basse temperature, è preferibile operare a temperature prossime al punto di ebollizione del solvente organico. Gli autori di [15] sostengono che la concentrazione residua di alogenuri metallici nella soluzione elettrolitica sia compresa tra 15 ppm e 1% - rispetto all'elettrolita senza il solvente. Questa concentrazione



residua non dovrebbe, però, causare un peggioramento delle performance dell'elettrolita. Questa *route* sintetica è stata modellata considerando come sale metallico il sale di sodio (NaBF₄). Tale composto chimico è presente nel database di Ecoinvent e prende in considerazione due metodi di produzione. A differenza del NaBF₄, sia il tetrafluoroborato d'ammonio (NH₄BF₄) che l'ammonio quaternario (TEMA-Cl) non sono presenti nel database di Ecoinvent, per cui sono stati costruiti inventari *ad hoc* relativi ai processi di sintesi di tali composti chimici. Per la produzione di TEMA-Cl si è considerata la reazione di un'ammina terziaria – in questo caso trietilammina C₆H₁₅N - con clorometano (CH₃Cl). Le reazioni di Menshutkin, di cui questa qui riprodotta ne è un esempio, servono infatti a convertire una ammina terziaria in un sale quaternario di ammonio, secondo lo schema [15, 17]:

$$R_3 N + RX \xrightarrow{\text{yields}} R_4 N^+ + X^- \tag{Eq. 4}$$

dove R è un gruppo alchilico. R può rappresentare un unico gruppo oppure diversi gruppi alchilici, sia all'interno dell'ammina terziaria, che nell'alogenuro. Tali reazioni vengono generalmente condotte in un solvente polare, ad esempio un alcol. Nell'inventario costruito per il TEMA-Cl è stato utilizzato metanolo. La temperatura a cui viene condotta la reazione è 75°C. Alcuni parametri di processo sono stati ricavati dal brevetto di Sauer et al. [17]. Rispetto all'input energetico del processo, sono stati considerati due contributi: 1) l'energia necessaria a portare la soluzione alla temperatura di reazione e 2) l'energia collegata alla reazione stessa (Eq. 5)

$$E_{rx} = n\Delta H_{rx}^0 \eta_{eff} \tag{Eq. 5}$$

In cui n è il numero di moli, ΔH^0_{rx} è l'entalpia standard di reazione e η_{eff} è un fattore di efficienza di scambio termico. ΔH^0_{rx} è stato calcolato come differenza tra le entalpie standard di formazione di prodotti e reagenti:

$$\Delta H_{rx}^{0} = \sum_{prodotti} v_p \Delta H_f^{0} - \sum_{reagenti} v_r \Delta H_f^{0}$$
(Eq. 6)

Nell'Eq. 6 v sono i coefficienti stechiometrici di prodotti e reagenti e ΔH^{0}_{f} le entalpie standard di formazione. Nel caso la reazione sia esotermica, si considera che l'energia spesa (Eq. 5) serva per raffreddare e controllare la temperatura e viene fornita elettricamente. Nel caso la reazione sia endotermica, l'energia viene fornita come calore. I valori attribuiti a η_{eff} , nel caso di reazione esotermica o endotermica, sono ottenuti da [18, 19]. Per la reazione esposta in Eq. 4 e relativamente alla produzione di TEMA-Cl, facendo reagire trietilammina e clorometano, i valori per i calori specifici e le entalpie di formazione standard sono stati adattati da [20] e dal sito della NIST [21].



Riguardo all'ammonio tetrafluoroborato (Eq. 7), questo viene ottenuto facendo reagire fluoruro di ammonio (NH_4F) con acido borico (H_3BO_3) in presenza di acido solforico(H_2SO_4), secondo la reazione:

$$8NH_4F + 2H_3BO_3 + 3H_2SO_4 \xrightarrow{yields} 2NH_4BF_4 + 3(NH_4)_2SO_4 + 6H_2O$$
 (Eq. 7)

Una soluzione concentrata di acido solforico viene miscelata ad acqua, a cui poi si aggiunge l'acido borico. La soluzione viene prima riscaldata, poi raffreddata. Successivamente il fluoruro di ammonio viene aggiunto alla soluzione. La soluzione è tenuta in agitazione. La reazione viene portata a completamento riscaldando la miscela. Infine, la soluzione viene raffreddata e filtrata, così da raccogliere il prodotto. In mancanza di dati specifici, si suppone per semplicità che la resa sia il 100%. Il prodotto viene da ultimo lavato con acetone. Relativamente alle entalpie di formazione standard, i dati sono ottenuti dai riferimenti [22, 23]. A loro volta gli inventari dei composti NH₄F e H₃BO₃ sono stati compilati, considerando le reazioni di formazione espresse in Eq. 8 e 9:

$$NH_3^{(g)} + HF^{(aq)} \xrightarrow{\text{yields}} NH_4F^{(aq)}$$
 (Eq. 8)

$$Na_2B_4O_7 \cdot 10H_2O + 2HNO_3 \xrightarrow{\text{yields}} 4H_3BO_3 + 2NaNO_3 + 5H_2O$$
 (Eq. 9)

Il fluoruro di ammonio (NH₄F) viene sintetizzato facendo reagire ammoniaca ed acido fluoridrico. L'ammoniaca viene portata a 50 °C e gorgogliata in una soluzione acquosa di HF. Qui avviene la reazione, che porta ad ottenere una soluzione acquosa di fluoruro d'ammonio. Si è ipotizzato di partire da una soluzione al 20% w/v di HF, il quale è solubile in acqua al 100% in peso. Da tale ipotesi si ricava una quantità di NH₄F prodotta al di sotto della relativa solubilità in acqua (50% circa), che è pari a 83.5 g/100 g. L'acido fluoridrico è in leggero eccesso stechiometrico (intorno a 1%). L'acido borico viene prodotto a partire dal borace e dall'acido nitrico. L'acido nitrico è preferito all'acido cloridrico per la più rapida solubilità del nitrato di sodio rispetto al cloruro di sodio. Il borace viene disciolto in acqua distillata bollente, a cui si aggiunge l'acido nitrico in eccesso stechiometrico (rapporto 1.6). La soluzione di reazione viene lasciata raffreddare per un giorno. Successivamente i cristalli di acido borico depositati vengono lavati, filtrati e dissolti di nuovo in acqua bollente. La soluzione viene lasciata raffreddare ed i cristalli di acido borico filtrati. La resa è valutata intorno al 55%. I dati termochimici sono stati ottenuti da [21, 22].

In Tabella 3 viene riepilogato l'inventario per la produzione di una soluzione elettrolitica 1.5 M di TEMABF₄ in acetonitrile, relativamente alla reazione di Eq. 2.



elettrolita 1.5M TEMABF₄

Acetonitrile	Solvente
tetrafluoroborato d'ammonio	NH₄ ⁺ BF₄ [−]
sale di trietilmetilammonio	TEMA-CI
tetrafluoroborato d'ammonio	
Acido borico	Reagente
fluoruro d'ammonio	Reagente
acido solforico	Reagente
acetone	Solvente di lavaggio
Acido Borico	
acqua deionizzata	Solvente e acqua di filtraggio
borace	Reagente
acido nitrico	Reagente
Fluoruro d'ammonio	
acido fluoridrico	Reagente
ammoniaca	Reagente
carbone vegetale	Filtro per impurezze ammoniaca



acqua deionizzata	Solvente
sale di trietilmetilammonio	
trietilammina	Ammina terziaria – reagente
clorometano	Reagente
metanolo	Solvente

 Tabella 3.6.
 3 - Inventario soluzione elettrolitica

L'analisi LCA condotta è uno studio cradle-to-gate, in cui si sono valutati gli impatti ambientali per la produzione ed il trasporto di un sistema di storage a SC dalla capacità di 0.75 kWh (unità funzionale UF-1). Ulteriore obiettivo dello studio è stato la valutazione della produzione di un litro di soluzione elettrolitica con TEMABF₄ quale sale organico in acetonitrile (unità funzionale UF-2). Relativamente agli strumenti metodologici utilizzati, l'analisi è stata svolta in ottemperanza ai requisiti definiti dalla famiglia delle norme ISO 1404x [24, 25]. Per il calcolo della carbon footprint è stato utilizzato il metodo single-issue IPCC 2013 GWP [26] con una finestra temporale di 100 anni, che permette di valutare il potenziale effetto sul riscaldamento globale di prodotti e/o processi. Al fine di evidenziare le correlazioni tra i vari componenti e le diverse fasi dei processi di produzione, la visualizzazione dei risultati della carbon footprint è stata effettuata tramite diagrammi di Sankey – uno specifico diagramma di flusso, in cui le quantità di flusso sono proporzionali all'ampiezza delle linee in uscita ed entrata dai nodi del diagramma. Per la creazione dei diagrammi di Sankey è stato utilizzato un in-house script codificato nell'ambiente di sviluppo JupyterLab (Python) [27]. Inoltre, la caratterizzazione degli impatti ambientali (effetti Midpoint) è stata valutata utilizzando il metodo Recipe 2016 (H) nella versione 1.03 [28, 29]. Il metodo ReCiPe 2016 prevede 18 indicatori di impatto ambientale. Nel presente studio sono utilizzati per la visualizzazione e discussione dei risultati undici di questi indicatori. La scelta degli indicatori è stata ristretta alle categorie d'impatto più significative per il sistema in esame e omettendo quegli indicatori, che restituivano risultati molto prossimi ad altre categorie.

RISULTATI

Analisi del sistema di accumulo - SC Pack

La prima analisi, di cui si riportano i risultati e che viene presentata in Figura 2, è la *carbon footprint* dell'intero sistema d'accumulo (UF-1). Il sistema viene suddiviso nelle varie componenti, corrispondenti ai nodi del diagramma, ed i flussi, relativi alle emissioni (Kg CO₂eq), partono dai nodi in cui sono generati, per confluire nei nodi successivi, come eredità ambientali. Alcuni flussi elementari si riferiscono a *commodities* materiali (alluminio, SBR, separatore, etc.), altri a servizi o energia (trasporti, elettricità, etc.). Le emissioni del sistema di



accumulo (circa 2300 KgCO₂eq) derivano per oltre il 98% dai dieci moduli di cui è composto. Il trasporto, sebbene i componenti vengano trasportati su lunghe distanze, ha un effetto marginale sull'impatto totale. Rispetto ai moduli di SC, le singole celle contribuiscono per circa il 70%. Altro contributo rilevante è l'energia elettrica usata nell'assemblaggio delle celle nei moduli (24%). Di minore entità le emissioni collegate al contenitore in acciaio (Steelbox nel diagramma) ed all'elettronica di controllo (Supercap BMS, 5%). Il vettore energetico elettricità, utilizzato in diverse fasi del processo di produzione, ammonta ad un complessivo 45% delle emissioni di CO₂eq totali. Il contributo maggiore si riversa, oltre che nell'assemblaggio dei moduli, quale energia di processo nella produzione delle singole celle. In tale fase, un fattore che influisce è il mix energetico del Paese produttore delle celle, la Cina, in cui la produzione di energia elettrica è ancora molto spostata sul carbone, rispetto ad altri Paesi industrializzati.



3.6 - Figura 2. Diagramma di flusso della carbon footprint per il sistema di accumulo a SC

Nella produzione delle celle, oltre all'elettricità, fattori che contribuiscono fortemente al valore delle emissioni sono il calore per il processo (12% del totale per SC Pack, 17% rispetto alle 240 celle) e gli elettrodi (25% del totale per SC Pack, 37% rispetto alle celle). L'elevato impatto degli elettrodi è dovuto all'utilizzo dell'alluminio come collettore di corrente. Il contributo dell'alluminio è più di quattro volte superiore a quello del materiale attivo per gli elettrodi (*slurry* di carboni attivi). L'alluminio, come altri metalli, è un materiale altamente impattante, non solo limitatamente alle emissioni climalteranti, e quindi un'adeguata gestione dell'*end-of-life* del sistema, per il recupero ed il riciclo dei materiali, diventa altamente



auspicabile. Gli altri componenti delle celle hanno una rilevanza molto ridotta, in termini di emissioni di CO₂eq. Il contributo della soluzione elettrolitica è pari al 4.5% (rispetto alla singola cella). Questo risultato è in generale accordo con studi precedenti [6, 10]. Cossutta et al. [6] trovano valori di emissioni molto limitati dell'elettrolita per un SC a carboni attivi o grafene; sebbene in questo caso l'elettrolita sia semplicemente acetonitrile. L'elettrolita utilizzato nella batteria a ioni sodio, studiata da Peters et al. [10], è in alcuni aspetti simile a quello qui presentato: esafluorofosfato di sodio in solvente organico (dimetilcarbonato e carbonato d'etilene). Anche in questo caso, il contributo alla *carbon footprint* dell'intero sistema di accumulo è inferiore al 5%.

Per la valutazione degli impatti ambientali in altre categorie, il sistema di accumulo è stato caratterizzato con il metodo ReCiPe 2016 Midpoint. I risultati sono presentati in Figura 3.. In figura un marker separa i componenti e gli input appartenenti alle celle di SC dai componenti e dagli input delle fasi successive. Ciò permette di visualizzare come alla produzione delle celle corrisponda l'impatto più grande – oltre il 50% - in diversi indicatori. Per alcuni di questi (SOD, H-CTX e FRS) il contributo all'impatto totale supera il 70%. Nella categoria della riduzione dell'ozono stratosferico (SOD) si osserva un consistente impatto della soluzione elettrolitica (19%). Incidentalmente, questo è l'indicatore in cui la soluzione elettrolitica ha il peso maggiore. L'origine di tale effetto è l'uso dell'acido nitrico nella sintesi dell'acido borico, come sarà ulteriormente discusso nel seguito. Per le altre due categorie d'impatto in cui la produzione delle celle è fortemente rilevante, si osserva che nella tossicità umana i metalli impiegati nella produzione degli elettrodi (34%) e dell'housing in acciaio delle celle (35%) determinano l'elevato peso ambientale delle celle. Si osserva, inoltre, un comportamento analogo anche nella categoria di sfruttamento delle risorse minerarie (MRS), dove oltre all'alluminio degli elettrodi e all'acciaio nell'housing, si aggiungono i metalli presenti nell'elettronica di controllo del Supercapacitor BMS. Nella categoria dello sfruttamento delle risorse fossili (FSR) si nota l'importante influenza dell'elettricità, sia per la produzione delle celle (18%), che per l'assemblaggio dei moduli (19.5%), e del calore di processo (17%). Ciò è determinato principalmente dal carbone e dal gas naturale utilizzato per la produzione di energia.





3.6 - Figura 3. Caratterizzazione degli impatti ambientali del sistema di accumulo a SC

Il vettore energetico elettricità presenta contributi notevoli anche nelle categorie OF hh (49% per il complessivo di celle e moduli), PMF (40%) e TA (40%); del contributo al GWP, anch'esso espresso in KgCO₂eq, si è già discusso precedentemente (Figura 2.). L'incidenza dell'energia di processo è stata messa in rilievo anche dagli studi precedenti [6, 10], con un sufficiente accordo rispetto ai valori trovati nella presente analisi. Il Supercap BMS presenta un'incidenza molto elevata in alcune categorie di tossicità (61% in TEX e 72% H-nCTX) ed in FWE (46%). Questo risultato è in linea con i risultati trovati da Peters et al. [10] per una batteria a ioni sodio; anche in questo studio gli autori osservano un elevato impatto del BMS della batteria, pari a circa la metà del totale o oltre, nelle categorie di tossicità umana e di eutrofizzazione delle acque dolci. Per quanto concerne la tossicità terrestre, è il quantitativo di rame nei cavi delle connessioni dell'elettronica di controllo a creare il potenziale danno ambientale. Diversamente, nella tossicità umana (H-nCTX) e nell'eutrofizzazione delle acque dolci (FWE) sono le emissioni correlate ai processi minerari, per i metalli preziosi presenti nei circuiti logici, a determinare il peso in questa categoria. Data la rilevanza degli elettrodi in molte categorie d'impatto, specialmente se si limita l'analisi alle celle dei supercapacitors, si è proceduto ad analizzare in maggiore dettaglio tale componente.



In Figura 4. sono presentati i risultati relativamente alla caratterizzazione con il metodo ReCiPe 2016.



3.6 - Figura 4. Caratterizzazione con il metodo ReCiPe 2016 Midpoint degli elettrodi delle celle dei SC

Dai risultati emerge in maniera evidente che il peso specifico degli elettrodi è determinato dall'alluminio in tutte le categorie d'impatto. I valori percentuali sono sempre superiori ad 80%, tranne che per la categoria FRS, dove il valore si attesta intorno al 75%. Il ruolo degli elettrodi nell'impatto ambientale di SC [6] e altri sistemi di accumulo elettrochimico [10] è stato osservato già precedentemente. Differentemente dall'analisi svolta per il sistema ad SC in ComESto, però, il peso dell'alluminio del substrato e del collettore di corrente non è così preponderante nei citati lavori. In Cossutta et al [6] gli elettrodi sono basati, alternativamente, su grafene o carboni attivi, mentre in Peters et al [10] il catodo e l'anodo differiscono nella composizione del materiale attivo, con il catodo provvisto di un ulteriore layer di ossidi metallici. Sebbene ci siano queste differenze nella composizione degli elettrodi, rispetto all'analisi qui svolta, si ritiene che la differenza osservata – e con essa anche il fortissimo impatto dell'alluminio – dipenda dalle quantità ridotte di alluminio utilizzato in [6, 10]. In Peters et al. [10], i collettori di corrente corrispondono a circa il 7% in peso dell'intero sistema, mentre nell'analisi qui riportata tale valore è pari a circa il 24%. In Cossutta et al. [6], il rapporto tra la quantità di carboni attivi (grafene) e collettori di alluminio è 1.3 (1.5), mentre nella presente analisi è pari a 0.78. Da ciò si può dedurre che un'ottimizzazione dell'uso dell'alluminio, derivante da una riduzione del guantitativo, a parità di performance, comporterebbe un miglioramento delle prestazioni ambientali del sistema di accumulo in termini assoluti.



Analisi dell'elettrolita

Sebbene l'elettrolita abbia un impatto limitato rispetto al totale delle emissioni climalteranti (circa 3% in Figura 2) e nella maggior parte degli indicatori analizzati con il metodo ReCiPe Figura 3, è questo un componente importante del SC, che influisce molto sulle performance finali. Infatti, requisiti importanti dell'elettrolita sono il potenziale di lavoro, l'elevata conducibilità ionica, la stabilità elettrochimica, bassa viscosità e volatilità, la sostenibilità ambientale ed economica. Gli elettroliti si dividono in acquosi o organici, a cui più recentemente si è aggiunta la categoria dei liquidi ionici, ognuno con i propri vantaggi e limitazioni. Elettroliti acquosi presentano in genere conducibilità e capacità maggiori, ma una finestra di potenziale elettrico non superiore a 1.2 V. Quest'ultima caratteristica si riflette in una limitata densità energetica e di potenza, alla luce della dipendenza dal quadrato del potenziale elettrico dell'energia immagazzinata dal SC. Contrariamente, un elettrolita organico può arrivare a potenziali elettrici fino a 3.5 V. Ciò ha determinato negli anni che l'utilizzo di un sale organico, sciolto in un solvente organico, sia lo standard attuale per gli elettroliti usati nei SC. Alla luce della cruciale importanza di tale componente e delle carenti informazioni presenti nella letteratura scientifica, si è deciso di adottare un *focus* rispetto ai materiali ed ai processi di sintesi dell'elettrolita organico utilizzato nel SC oggetto di studio. In Figura 5 è presentato il diagramma di flusso per la carbon footprint della produzione di un litro di soluzione elettrolitica 1.5 M di TEMABF₄ (UF-2). I dati relativi ai vari reagenti vengono segregati secondo lo schema di reazioni (Eq. 2, Eq. 4, Eq. 7-9) analizzato nel presente studio. Le emissioni di CO₂eq totali per la produzione di un litro di soluzione elettrolitica assommano a 8.24 Kg. Su questo valore pesano principalmente le emissioni provenienti dal tetrafluoroborato d'ammonio (46%) e dall'acetonitrile (39%). Il sale quaternario d'ammonio (TEMA-Cl) ha un impatto inferiore sulle emissioni climalteranti (11%). I reagenti rendono conto praticamente della totalità delle emissioni, mentre infrastrutture, trasporti ed energia di processo hanno un ruolo marginale. Per quanto riguarda il vettore elettricità, sebbene questa abbia nella reazione finale (Eq. 2) un rilievo molto limitato, pari a poco più del 3%, complessivamente il suo utilizzo nei vari step di reazione rende conto del 22.5% delle emissioni di CO₂eq – il calore, invece, il 5%. Un massiccio uso di energia avviene nella reazione di sintesi dell'acido borico: elettricità 11.6% e calore 3.5%.





GWP Elettrolita Supercapacitor Metodo IPCC 2013 100a v.1.03

3.6 - Figura 5. Diagramma di flusso della carbon footprint per 1 litro di soluzione elettrolitica

Procedendo in profondità nel diagramma di Figura 5., si nota che il valore sostenuto di emissioni di NH₄BF₄ deriva essenzialmente da due reagenti (Eq. 7): l'acido borico e il fluoruro d'ammonio. Come già sottolineato, l'impatto dell'acido borico (25% delle emissioni totali) è in gran parte dovuto all'energia per sostenere la reazione (Eq. 9), pari al 61% delle emissioni collegate alla sola sintesi dell'acido borico. I reagenti, invece, contribuiscono in misura più limitata: l'acido nitrico con il 25% ed il borace con il 13%, rispetto alle sole emissioni dell'acido borico. Anche relativamente al fluoruro d'ammonio, le emissioni collegate all'energia di reazione (Eq. 8) sono particolarmente elevate (45% riferito alla sola reazione di sintesi di NH₄F), sebbene minori in termini assoluti. A seguire, l'ammoniaca (27%) e l'acido fluoridrico (22%). Rispetto al TEMA-Cl, il 53% di Kg CO₂eq, collegati alla sola reazione di sintesi (Eq. 4) del sale quaternario di ammonio, sono dovuti all'utilizzo del reagente trietilammina. Per la reazione schematizzata in Eq. 4, l'energia di processo è di molto ridotta, sia in termini assoluti che relativi, rispetto alle reazioni viste in precedenza. Infatti, in questo caso essa rappresenta solo il 13% delle emissioni di CO₂eq. Da ultimo, si vuole sottolineare che il solvente dell'elettrolita, l'acetonitrile, non è stato ulteriormente segmentato nel diagramma di Figura 5, perché si è utilizzato un dataset già presente nel database Ecoinvent, a cui corrisponde il processo



standard di produzione dell'acetonitrile, come coprodotto della reazione di ammonossidazione di ammoniaca e propilene per la produzione dell'acrilonitrile.

L'analisi della soluzione elettrolitica è stata estesa ad altre categorie d'impatto, tramite il metodo ReCiPe 2016, ed i risultati sono presentati in Figura 6. In accordo con la carbon footprint (e con il GWP di Figura 6), si ritrova anche per le altre categorie d'impatto che NH₄BF₄ ed acetonitrile danno i contributi maggiori, mentre al TEMA-Cl corrispondono impatti generalmente minori. NH₄BF₄ presenta valori maggiori dell'acetonitrile – tra 45% e 60% per NH₄BF₄ e tra 25% e 40% per acetonitrile -, ad eccezione della categoria FRS dove all'acetonitrile corrisponde il 51% (34% a NH₄BF₄). Il contributo elevato nella categoria FRS dell'acetonitrile è dovuto all'utilizzo del propilene nella sintesi di questo solvente. Per quanto riguarda la categoria SOD, questa presenta un trend diverso, in cui l'impatto dell'elettrolita è da attribuire quasi totalmente (91%) al tetrafluoroborato d'ammonio. Come già discusso in merito alla Figura 3, la causa dell'impatto ambientale è ascrivibile all'acido nitrico, utilizzato nella sintesi dell'acido borico (Eq. 9). Alla produzione di questa sostanza (HNO₃) sono associate delle emissioni in atmosfera di protossido di azoto (N₂O), che causano la maggior parte del danno ambientale. L'analisi della categoria FWE ci permette un'ulteriore osservazione: per questo indicatore, NH₄BF₄ presenta un impatto piuttosto elevato, pari al 61%, la cui origine è da attribuire al largo utilizzo di elettricità nelle reazioni di Eq. 8 e 9. Va precisato che in Figura 6, differentemente dalla Figura 5, l'elettricità si riferisce solo all'ultimo step di reazione, mentre l'energia spesa nei processi precedenti è inglobata nei rispettivi composti chimici. In ragione di ciò, per le sostanze con processi di produzione particolarmente energivori, come l'acido borico ed il fluoruro d'ammonio, si osserva un accresciuto impatto in tutte le categorie, quali FWE, PMF e H-CTX, in cui l'elettricità ha un forte impatto specifico. Da ultimo, si osserva che il TEMA-Cl ha un'incidenza all'incirca costante nelle diverse categorie d'impatto, che si attesta intorno al 10%.





3.6 - Figura 6. Caratterizzazione degli impatti ambientali della soluzione elettrolitica

In ultimo, è stata finalizzata un'analisi in cui si confronta la soluzione elettrolitica, ottenuta con diversi metodi di produzione del sale organico (TEMABF₄). In un caso il TEMABF₄ è ottenuto a partire da ammonio tetrafluoroborato (NH₄BF₄), come descritto in [14]. Nel secondo caso, il TEMABF₄ è ottenuto facendo reagire il TEMA-Cl con un sale metallico (NaBF₄), come descritto in [15]. In Figura 7 sono mostrati i risultati della caratterizzazione degli impatti ambientali per entrambi i metodi di sintesi. In generale, si osserva un miglioramento delle prestazioni ambientali della soluzione elettrolitica per la sintesi del sale organico che preveda l'uso di NaBF₄. In termini quantitativi, questa differenza si attesta intorno al 15% in diverse categorie d'impatto. Fa eccezione l'indicatore di riduzione dell'ozono stratosferico (SOD), che presenta un impatto circa sei volte maggiore nel caso di sintesi con NH₄BF₄. Si è già osservato in questa categoria (Figure 3 e 5) come il processo di produzione dell'acido borico, utilizzato quale reagente per la sintesi di NH₄BF₄, sia la causa del forte impatto ambientale.



Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8



3.6 - Figura 7. Confronto con il metodo ReCiPe 2016 Midpoint per la soluzione elettrolitica, ottenuta con due processi di produzione differenti. Barre a sin: produzione di TEMABF4 da NH4BF4. Barre a ds: produzione di TEMABF4 da NaBF4

Non è stato possibile valutare l'effetto sulle prestazioni del SC e sulla durata della vita utile per i due processi di produzione dell'elettrolita. Tale aspetto può essere di estrema rilevanza nel dare risposta al quesito scientifico, che ha ispirato questa analisi: ovvero se a una *route* sintetica che non fa uso di sali metallici [14] corrispondano, non solo minori effetti dannosi per le performance tecniche, ma anche migliori performance ambientali. In mancanza di ulteriori dati, possiamo solo concludere che, relativamente alla sola produzione dell'elettrolita, l'utilizzo di un sale metallico di tetrafluoroborato riduce gli impatti sull'ambiente dell'elettrolita.

CONCLUSIONI

È stata effettuata una valutazione ambientale sulla produzione di un sistema di accumulo energetico, basato su supercapacitors (SC). L'analisi è stata condotta utilizzando il metodo IPCC 2013, per la quantificazione della *carbon footprint*, ed il metodo ReCiPe 2016, per la caratterizzazione degli impatti ambientali. I risultati hanno messo in evidenza la severità dell'energia di processo e della produzione delle celle di SC nella valutazione complessiva del sistema di accumulo. La gravità riscontrata per l'energia elettrica è da attribuire non solo agli elevati valori in gioco nel processo di produzione, ma anche al mix elettrico nazionale del Paese produttore delle celle singole. Una ricollocazione della produzione dei componenti elementari in Italia (o in altri Paesi dell'Unione Europea) sarebbe auspicabile dal punto di vista ambientale. Ciò comporterebbe, oltre a processi industriali più sostenibili, anche una minore dipendenza strategica dei Paesi dell'Unione, rispetto a componenti tecnologici che si prevede diventeranno sempre più importanti con l'attuazione della transizione ecologica. Sebbene l'analisi abbia mostrato che i trasporti hanno un impatto ridotto, l'attuazione di un'industria, in questo



settore, in Paesi geograficamente più vicini avrebbe conseguenze anche negli effetti ambientali, collegati ai trasporti dei materiali coinvolti. Inoltre, conseguentemente ad un efficientamento nei processi produttivi, con una riduzione dei consumi elettrici, si avrebbe un'ulteriore riduzione degli impatti ambientali. Un fattore aggiuntivo, che determina l'ampio impatto delle celle SC, sono gli elettrodi. Nello specifico del sistema analizzato, l'ingente utilizzo di alluminio nei current collectors è responsabile della severità in diverse categorie di danno ambientale. Una strategia di eco-design dovrebbe prevedere l'ottimizzazione o la parziale sostituzione di questo materiale negli elettrodi, oltre a sostenere i paradigmi di economia circolare, per l'attuazione di una filiera di recupero e riciclo dell'alluminio e degli altri materiali dalle celle. Lo studio approfondito della soluzione elettrolitica è stata parte integrante dell'analisi ambientale. Il focus sulla produzione del sale organico, sciolto nel solvente organico, ha messo in rilievo il ruolo svolto dalle energie di reazione in gioco ed il peso relativo dei diversi reagenti e prodotti intermedi. Inoltre, sono stati valutati e confrontati due differenti metodi di produzione del sale organico. L'analisi ha mostrato che la route sintetica, che prevede l'utilizzo di un sale di metallo, è ambientalmente più sostenibile. Futuri studi dovranno, però, estendere il ciclo di vita e confrontare l'impatto dei diversi metodi di sintesi sulle prestazioni ambientali del sistema, prendendo in considerazione anche possibili conseguenze sulle proprietà del sistema di accumulo [2]. Infatti, effetti negativi sulle proprietà dell'elettrolita, specialmente se comportassero una riduzione del tempo di vita utile del SC, avrebbero ripercussioni sull'intero sistema di accumulo, con la conseguenza di rendere, a parità di servizio (FU), il sistema più stabile ambientalmente meno gravoso.



ABBREVIAZIONI

- SC = Supercapacitor
- EDLC = Electric Double Layer Capacitor
- SBR = Styrene-Butadiene Rubber
- TEMABF₄ = Trietilmetilammonio tetrafluoroborato
- TEMA-Cl = Cloruro di trietilmetilammonio
- BMS = Battery Management System
- FU = Functional Unit
- GWP = Global Warming Potential
- SOD = Stratospheric Ozone Depletion
- OF hh = Ozone Formation human health
- PMF = Particulate Matter Formation
- TA = Terrestrial Acidification
- FWE = Freshwater Eutrophication
- TEX = Terrestrial Ecotoxicity
- FWEX = Freshwater Ecotoxicity
- H-CTX = Human Carcinogenic Toxicity
- H-nCTX = Human non Carcinogenic Toxicity
- MRS = Mineral Resource Scarcity
- FRS = Fossil Resource Scarcity

BIBLIOGRAFIA

1) A. Yu, V. Chabot, J. Zhang, "Electrochemical Supercapacitors for Energy Storage and Delivery. Fundamentals and Applications" CRC Press Taylor & Francis Group (2013), ISBN 978-1-4398-6989-5

2) L. Zhang, X. S. Hu, Z. P. Wang, F. Sun, D. G. Dorrell, "A review of supercapacitor modeling, estimation, and applications: a control/management perspective" *Renew. Sust. Energ. Rev.* (2018), 81, 1868-1878

3) H. von Helmholtz, "Studien über electrische grenzschichten" Ann. Phys. (1879), 243, 337–82

4) O. Stern, "Zur Theorie der elektrolytischen Doppelschicht" Z. Elektrochem. Angew. Phys. Chem. (1924), 30, 508-516

5) H. Becker, "Low voltage electrolytic capacitor" US Patent 2800616, 23 July 1957

6) M. Cossutta, V. Vretenar, T. A. Centeno, P. Kotrusz, J. McKechnie, S. J. Pickering, "A comparative life cycle assessment of graphene and activated carbon in a supercapacitor application" *J. Clean. Prod.* (2020), 242, 118468

7) M. Weil, H. Dura, B. Shimon, M. Baumann, B. Zimmermann, S. Ziemann, C. Lei, F. Markoulidis, T. Lekakou, M. Decker, "Ecological assessment of nano-enabled supercapacitors for automotive applications" *IOP Conf. Series: Materials Science and Engineering* (2012), 40, 012013

8) B. M. Zimmermann, H. Dura, M. J. Baumann, M. R. Weil, "Prospective Time-Resolved LCA of Fully Electric Supercap Vehicles in Germany" *Integr. Environ. Assess. Manag.* (2015), 11, 425-434

9) M. Conte, A. Genovese, F. Ortenzi, F. Vellucci, "Hybrid battery-supercapacitor storage for an electric forklift: a life-cycle cost assessment" *J. Appl. Electrochem.* (2014), 44, 523-532

10) J. Peters, D. Buchholz, S. Passerini, M. Weil, "Life cycle assessment of sodium-ion batteries" *Energy Environ. Sci.* (2016), 9, 1744-1751

11) D. A. Notter, M. Gauch, R. Widmer, P. Wäger, A. Stamp, R. Zah, H.-J. Althaus, "Contribution of Li-Ion Batteries to the Environmental Impact of Electric Vehicles" *Environ. Sci. Technol.* (2010), 44, 6550-6556

12) B. P. Weidema, C. Bauer, R. Hischier, C. Mutel, T. Nemecek, J. Reinhard, C. O. Vadenbo, G. Wernet, "Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3" *Ecoinvent Report 1 (v3)* (2013). E. Moreno Ruiz, B. P. Weidema, C. Bauer, T. Nemecek, C. O. Vadenbo, K. Treyer, G. Wernet, "Documentation of changes implemented in ecoinvent Data 3.0" *Ecoinvent Report 5 (v4)* (2013). http://www.ecoinvent.org.

13) M. Rybaczewska-Blazejowska, "Eco-innovation measurement of enterprises – validation of the LCA-based approach" *Scientific papers of the Silesian University of Technology, Organization and Management Series* (2020), 145 doi: 10.29119/1641-3466.2020.145.21

14) K. P. Gadkaree, S. Kodali, O. C. Okafor, S. R. Polasani, "Electrolyte synthesis for ultracapacitors" (2014), PCT/US2013/070293, Int. Pub. Num. WO 2014/081628 AI

15) A. Siggel, M. Fooken, C. Liepelt, M. Theissen, "Direct process for the manufacture of tetraalkylammonium tetrafluoroborate-containing electrolyte compositions" (2010), Patent Num. US 7,641,807 B2

Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

16) H. I. Becker, V. Ferry, "Low voltage electrolytic capacitor" (1957) Patent Num. US 2,800,616

17) J. D. Sauer, C. S. Knight, C. R. Everly, C. H. Cheng, "Method for the synthesis of quaternary ammonium compounds and composition thereof" (2007), Patent Num. US 2007/0260089 A1

18) A. Mehrkesh, A. T. Karunanithi, "Energetic Ionic Materials: How Green Are They? A Comparative Life Cycle Assessment Study" *ACS Sustainable Chem. Eng.* (2013), 1, 448-455

19) P. Garcia-Gutierrez, R. M. Cuellar-Franca, D. Reed, G. Dowson, P. Styring, A. Azapagic, *Green Chem.* (2019), 21, 4100

20)S. I. Nwankwo, "Thermochemical data on tetraalkylammonium salts. III. Tetraethylammonium perchlorate, chloride, bromide and iodide" *Thermochimica Acta* (1981), 47, 157-163

21) <u>https://www.nist.gov/</u>

22) B. J. Zwolinski, R. C. Wilhoit, "Heats of Formation and Heats of Combustion" in *American Institute of Physics Handbook*, Gray D. E. Ed., McGraw-Hill, New York (1972) chap. 41

23) D. G. Archer, J. A. Widegren, D. R. Kirklin, J. W. Magee, "Enthalpy of Solution of 1-Octyl-3-methylimidazolium Tetrafluoroborate in Water and in Aqueous Sodium Fluoride" *J. Chem. Eng. Data* (2005), 50, 1484-1491

24) ISO. 14040, https://www.iso.org/standard/37456.html (2006)

25) ISO. 14044, https://www.iso.org/standard/38498.html (2006)

26) T. Stocker, D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex e P. Midgley, "Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change" IPCC, 2013, Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York

27) https://jupyter.org/

28) M. A. J. Huijbregts, Z. J. N. Steinmann, P. M. F. Elshout, G. Stam, F. Verones, M. Vieira, M. Zijp, A. Hollander, R. van Zelm, "ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level" Int. J. Life Cycle Assess. (2017), 22, 138-147 <u>https://www.rivm.nl/en/life-cycle-as</u>



3.7 ANALISI LCC DEL SISTEMA DI ACCUMULO SUPERCAPACITOR

In questa sezione vengono presentati l'inventario utilizzato per effettuare il Life Cycle Costing (LCC), i prezzi stimati per ogni componente e la metodologia utilizzata per calcolare il costo del sistema.

In generale, si computano nel LCC i costi che si riferiscono a flussi reali di denaro, internalizzando, dove possibile, le esternalità (costi ambientali).

Il life cycle costing è uno strumento che ci permette di avere una panoramica completa, andando ad aggiungere, all'analisi effettuata tramite LCA, gli aspetti economici del ciclo di vita, che forniscono al decisore, informazioni riguardanti i principali fattori di costo e la fattibilità economica del prodotto e consentono di effettuare le opportune valutazioni tra le alternative esistenti. L' analisi dei costi può essere sviluppata su tre livelli:

- Costi interni
- Costi esterni ambientali
- Altri costi esterni (sociali)

La valutazione dei costi interni include soltanto i costi relativi a flussi di cassa concreti che riguardano tutte le fasi del ciclo di vita: la progettazione, la produzione, l'utilizzo, la manutenzione e lo smaltimento del prodotto. Alla valutazione dei costi interni nel LCC di secondo e terzo livello si inseriscono la monetizzazione degli impatti ambientali risultanti dal LCA (secondo livello) e anche la valutazione dei costi sociali per il terzo livello.

La nostra analisi si concentrerà sul calcolo dei costi interni e sulla monetizzazione delle esternalità.

Inventario

Il Supercapacitor inserito all'interno del progetto ComEsto, di cui è stata effettuata l'analisi LCA nel capitolo precedente, si compone di 10 moduli, ciascuno contenente 24 celle, per un totale di 240 celle.

Ogni cella ha la possibilità di accumulare 3,04 Wh di energia e ha una potenza stimata di 0,5 kW, caratteristiche che conferiscono al prodotto una potenza totale stimata di 120 kW e la possibilità di immagazzinare circa 750 Wh di energia.

L'inventario utilizzato per sviluppare l'analisi LCC del prodotto è stato rimodellato da quello precedentemente utilizzato per l'analisi LCA.

Al fine di calcolare il costo complessivo del sistema è stato necessario modificare l'inventario considerando come unità funzionale la produzione di "un unità di supercapacitor" a differenza dell'analisi LCA dove l'unità funzionale utilizzata è "una singola cella del supercapacitor".



L'inventario complessivo nel quale le componenti sono state aggregate nei sottoinsiemi: cella, modulo e pack.

Prezzi delle componenti

Una volta rimodellato l'inventario lo step successivo è stato quello di individuare i prezzi delle componenti per poter calcolare i costi relativi alla costruzione del supercapacitor. I dati riguardanti i prezzi sono stati ottenuti dallo studio della letteratura esistente e dalla ricerca sui siti online dei produttori.

I prezzi di ciascuna componente e la rispettiva fonte, sono presentati nella tabella 1.

Componente	Price	Unit	Fonti
Alluminio	3,00 €	kg	[1]
Carbone attivo	13,00€	kg	[2]
Styrene Butadiene Rubber	2,97€	kg	[3]
Acqua deionizzata	0,01€	kg	[4]
Triton X-100	56,29€	kg	[5]
Elettricità	0,50€	kWh	[6]
Gas naturale	0,03€	MJ	[6]
Acetonitrile	4,00 €	kg	[3]
Triethyl Methyl Ammonium Chloride	532,00€	kg	[5]
Ammonium Tetrafluoroborate	109,00€	kg	[5]
Rayon Paper	190,00€	kg	[7]



Nylon	2,30€	kg	[8]
Azoto	0,58€	kg	[9]
Acciaio	0,82€	kg	[10]
Trasporti	0,02 €	tkm	[11]
BMS	350,00€	Unit	[12]

Tabella 3.7. 1 - Prezzi delle componenti

Il prezzo dell'alluminio utilizzato per la produzione dell'elettrodo è di 3€ al kg prezzo ricavato dall'indice mondiale delle materie prime per il mese di aprile 2022 (circa 3300 \$/MT).

In Baptiste 2019 [2] è stata effettuata una revisione della letteratura con focus principale sugli elettroliti e sui principali materiali per gli elettrodi utilizzati nei supercapacitors, indicando un prezzo al kg del carbone attivo di 13 €.

I prezzi delle componenti chimiche sono stati rilevati sul sito online dell'azienda Sigma Aldrich, leader nel settore e da [3] azienda che fornisce prezzi benchmark nel settore chimico e petrolchimico.

Per quanto riguarda i costi energetici, i prezzi selezionati per kWh di energia elettrica e per MJ di gas naturale sono quelli relativi all'utilizzatore industriale ed al primo trimestre dell'anno 2022 in Italia, presentati dall' Autorità di regolazione per energia reti e ambiente [6].

I prezzi dell'azoto, largamente utilizzato nel settore agricolo come fertilizzante, sono stati condizionati dall'attuale situazione geopolitica, e hanno registrato nel 2022 i massimi storici, con un prezzo medio di circa 580 € a tonnellata [9].

Infine, per i trasporti è stato utilizzato un prezzo di 0,02 € a tkm [11] e per il BMS un prezzo standard di 350 € [12].

Moltiplicando il prezzo di ciascuna componente per l'ammontare della stessa presente nell'inventario si ottiene il costo relativo al nostro prodotto secondo la seguente equazione:

Ci (€) = Pi (€/unit) * li dove:

"C" è il costo della componente i, "P" è il prezzo della componente i e I è l'ammontare della componente i in inventario.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Il costo totale del supercapacitor è di 3754,89 €. Considerando le caratteristiche del prodotto il costo al kW di potenza è di 31,29 € e il costo al kWh di energia immagazzinata è di 5146,51 €.





3.7 - Figura 1. Costi delle componenti del supercapacitor

Disaggregando i costi come rappresentato nella Figura 1 vediamo come le celle occupano circa l'80 del costo complessivo del prodotto per un totale di circa 3050 € senza considerare i costi della componente "housing" di contenimento di ciascuna cella che tuttavia risulta avere un prezzo totale di poco più di 40 €. Il "BMS" e "altre componenti" occupano, ciascuna, il 9% dei costi totali.

In "altri" sono inclusi l'acciaio e l'energia utilizzata per l'assemblaggio dei moduli e i costi di trasporto del pack.



3.7 - Figura 2. Costo delle componenti della cella

Concentrandoci sul costo della singola cella (Figura 2) notiamo come l'elettrolita è la componente che presenta il costo maggiore seguito dal rayon che svolge la funzione di separatore e che ha un costo totale elevato di circa 900 €. I costi energetici per la produzione di 240 celle sono



di 330 € (11 % del prezzo totale delle celle). L'elettrodo, infine, ha un costo totale di 544 € (18 % del prezzo delle celle).

Proseguendo con la scomposizione dei costi nella Figura 3 sono presentati i costi delle componenti dell'elettrodo e dell'elettrolita.







3.7 - Figura 4. Costi delle componenti aggregate negli insiemi: chimici, metallici, energia, trasporti, altri

I costi maggiori risultano essere quelli dei componenti chimici, seguiti dalla somma del prezzo del rayon e del BMS (che non rientravano in nessuna delle altre categorie). I costi energetici per la produzione del supercapacitor analizzato in ComEsto sono di circa 600 €. I componenti metallici (alluminio e acciaio) costano poco più di 160 €. Esigui sono i costi di trasporto che ammontano a 40 € (Figura 4).



Costi ambientali

In questa sezione è presentata la monetizzazione degli impatti ambientali del sistema in analisi.

La valutazione monetaria viene utilizzata nella valutazione del ciclo di vita (LCA) per uniformare gli impatti ambientali altrimenti espressi con unità di misura diverse e quindi non direttamente confrontabili, al fine di facilitare la comunicazione e l'uso della LCA nei processi decisionali. Sebbene diversi autori abbiano discusso i vantaggi dell'utilizzo della valutazione monetaria nella fase di ponderazione dell'LCA, la sua attuazione pratica è ancora difficile.

La valutazione monetaria consiste nel convertire le misure degli impatti sociali e/o biofisici in unità monetarie e viene utilizzata per determinare il valore economico dei beni non di mercato, cioè beni per i quali non esiste mercato. La conversione degli impatti ambientali derivanti dal LCA viene effettuata attraverso fattori di monetizzazione.

Molti studi si sono impegnati al fine di trovare i fattori di monetizzazione più appropriati per ciascuna delle categorie di impatto risultanti dall'analisi ambientale del ciclo di vita, tuttavia, le metodologie di calcolo di questi fattori possono variare considerevolmente con il risultato che i fattori di monetizzazione che emergono dagli studi di letteratura sono spesso discordanti.

Amadei et al. [19] hanno effettuato una revisione della letteratura con l'obiettivo di valutare criticamente gli approcci di valutazione monetaria disponibili ed evidenziare le sfide e le esigenze di ricerca per lo sviluppo dei fattori di monetizzazione da applicare ai metodi di valutazione dell'impatto del ciclo di vita. La revisione ha evidenziato una variabilità significativa nella disponibilità di coefficienti di valutazione monetaria tra le categorie di impatto, con alcuni (ad esempio, il cambiamento climatico) comunemente analizzati, rispetto ad altri (ad esempio, l'eutrofizzazione terrestre) con pochissime informazioni disponibili fino ad oggi.

In questa analisi sono stati utilizzati i fattori di monetizzazione presentati in [19] per le categorie delle quali è presente un maggior numero di studi in letteratura e una maggiore concordanza nell'approccio alla valutazione e nei risultati, che sono: "Climate Change", "Stratospheric Ozone Depletion", "Terrestrial Acidification", "Fine Particulate Matter Formation" e "Human Toxicity".

Moltiplicando il fattore di monetizzazione di ogni categoria per lo score LCA relativo alla stessa si ottiene il costo ambientale (Equazione 1).

EC = Punteggio LCA ic * Fattore di Monetizzazione ic (
$$\in$$
) Equazione 1

Dove il punteggio LCA per la categoria di impatto selezionata "ic" è stato calcolato nell'analisi LCA precedentemente sviluppata.

Nella Figura 5 sono presentati i costi ambientali per ciascuna categoria di impatto e per ciascuna componente.



Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8



3.7 - Figura 5. Costi ambientali del supercapacitor

Il costo ambientale totale del Supercapacitor è di 1206 € sul quale pesano per il 98% le categorie di impatto "Global Warming" (53%, 640 €) e "Human Toxicity" (45%, 547 €).

Le componenti più costose dal punto di vista ambientale sono le 240 celle che compongono i 10 moduli del supercapacitor (49%) e il BMS (34%). Anche l'utilizzo di energia elettrica contribuisce in modo significativo ai costi ambientali con un 14% sul totale (173 €).

Per entrare più nel dettaglio, come nel caso dei costi interni, i costi relativi alle componenti delle celle sono stati disaggregati (Figura 6).



3.7 - Figura 6. Composizione costi ambientali delle celle

IMESTE

Le componenti delle celle che impattano di più sui costi ambientali sono gli elettrodi (37%) e l'elettricità (27%) seguiti dalla componente "Housing" (15%) e dal gas necessario per la produzione (13%).

Il rayon e l'elettrolita, che dal punto di vista dei costi reali rappresentano più del 70% del costo totale delle celle, occupano solamente il 6% dei costi ambientali.

La stima del prezzo totale del supercapacitor, studiato all'interno del progetto ComEsto, è di 3754,89 €, che corrispondono a 31,29 €/kW di potenza e 5146,56 €/kWh di energia immagazzinata, date le caratteristiche del prodotto.

Dallo studio della letteratura esistente emerge che le differenze di costo tra diverse fonti bibliografiche e all'interno di una stessa fonte sono significative.

Nella Figura 7 è mostrata una panoramica dei costi dei supercapacitors rilevati in letteratura.

I costi citati dalla letteratura si basano su un supercondensatore comprensivo di modulo e BMS, tuttavia, alcuni riferimenti forniscono poche informazioni supplementari sui tipi di supercondensatori considerati. Pertanto, questo confronto va considerato con attenzione in quanto i costi calcolati e i costi basati sulla letteratura non si riferiscono interamente agli stessi sistemi.



3.7 - Figura 7. Overview dei costi di sistemi Supercap rilevati in letteratura

Il costo stimato del supercap analizzato nell'ambito del progetto ComEsto si posiziona ben al di sotto della media dei costi presentati negli altri studi effettuati in letteratura.

Il costo più elevato tra le componenti che vanno a costituire il supercapacitor, è quello del sale dell'elettrolita (nel nostro caso Triethyl Methyl Ammonium Chloride), informazione confermata anche in letteratura [18].

Dal punto di vista ambientale, i costi ambientali totali per la produzione del supercapacitor sono di 1206 €. I principali driver dei costi ambientali sono rappresentati da componenti diverse rispetto a quelli che pesano sui costi effettivi.



Infatti, i principali costi ambientali sono attribuiti agli elettrodi e alla componente energetica elettrica e termica necessaria nelle fasi di produzione, mentre l'elettrolita e il rayon (che hanno i costi reali maggiori e occupano il 52% del costo totale) hanno costi ambientali minori che ammontano a 40 € circa (3% del totale dei costi ambientali).

Sommando i costi interni e i costi ambientali si ottiene il costo totale (inclusi i danni ambientali derivanti dalle esternalità) per la produzione del Supercapacitor "ComEsto" che è di 4960 €.

BIBLIOGRAFIA

1. Indexmundi, accessed online at: https://www.indexmundi.com/commodities/?commodity= aluminum&months=300

2. Baptista, Joana Monteiro, et al. "State-of-the-art materials for high power and high energy supercapacitors: Performance metrics and obstacles for the transition from lab to industrial scale– A critical approach." Chemical Engineering Journal 374 (2019): 1153-1179.

3. Chemanalyst, accessed online at: https://www.chemanalyst.com/Pricing-data/styrenebutadiene-rubber-sbr1101#:~:text=In%20Indian%20domestic%20market%2C%20Styrene, Ex%2Dlocation%20basis%20in%20December.

4. Walsh, Brendan P., Ken Bruton, and D. T. J. O'Sullivan. "The true value of water: A case-study in manufacturing process water-management." Journal of cleaner production 141 (2017): 551-567.

5. SigmaAldrich, accessed online at: https://www.sigmaaldrich.com/IT

6. ARERA, accesed online at: https://www.arera.it/it/dati/condec.htm

7. Hiromi paper, accessed online at: https://store.hiromipaper.com

8.Echemi, accessed online at:

https://www.echemi.com/productsInformation/temppid160705006783-nylon-6.html

9. DTN, accessed online at: https://www.dtnpf.com/agriculture/ web/ag/crops/article /2021/ 12/15/ nitrogen-fertilizer-prices-continue

10. Steel market, accese online at: https://www.steelorbis.com/steel-market/eu.htm

11. Viswanathan, Vilayanur, et al. "Cost and performance model for redox flow batteries." Journal of Power Sources 247 (2014): 1040-1051.

12. Mellentine, James. Performance characterization and cost assessment of an iron hybrid flow battery. Diss. 2011.

13. S. Inage, "Prospects for large-scale energy storage in decarbonised power grids, International Energy Agency, IEA, 2009.



14. K.-P. Felberbauer, M. Kloess, G. Jungmeier, R. Haas, K. Könighofer, W. Prüggler, J. Pucker, R. Rezania, M. Beermann, and A. Wenzel, "Energiespeicher der Zukunft, Energiespeicher für erneurbare Energie als Schlüssel- Technologie für zukünfitge Energiesysteme", Joanneum Research, Graz, Austria, Endbericht, 2012.

15. J. R. Miller und A. F. Burke, "Electrochemical capacitors: challenges and opportunities for real-world applications", The Electrochemical Society Interface, Bd. 17, Nr. 1, S.

53*,* 2008.

16. S. M. Schoenung, "Energy storage systems cost update, Sandia National Laboratories, Albuquerque, 2011.

17. H. Chen, T. N. Cong, W. Yang, C. Tan, Y. Li, and Y. Ding, "Progress in electrical energy storage system: A critical review, Progress in Natural Science, Bd. 19, Nr. 3, S. 291–312, März 2009.

18. Dura, Hanna, et al. "Cost analysis of supercapacitor cell production." 2013 international conference on clean electrical power (ICCEP). IEEE, 2013.

19. Amadei, Andrea Martino, Valeria De Laurentiis, and Serenella Sala. "A review of monetary valuation in life cycle assessment: State of the art and future needs." Journal of Cleaner Production 329 (2021): 129668.



4. SISTEMI DI ACCUMULO NON CONVENZIONALE

4.1 LCA SU BIODIESEL DA OLI ESAUSTI DI CUCINA (WASTE COOKING OIL - WCO)

L'obiettivo di questa analisi è l'identificazione dei punti critici del processo sia confrontando le varie fasi della produzione, per verificare quale sia la più impattante, sia verificando in quali parti dell'intero processo (fase d'uso) sarà possibile intervenire per ridurre emissioni e consumi. L'unità funzionale scelta è il kg di biodiesel.

Per prima cosa si è proceduto a identificare i confini del sistema: per prima cosa l'oggetto dell'analisi è costituito da WCO (Waste Cooking Oil e cioè oli esausti da cucina) che deve essere considerato un flusso di rifiuti, e non di materia prima. In tal modo, la produzione agricola dell'olio non è inclusa, secondo la procedura standard per il ciclo di vita dei rifiuti.

L'approccio utilizzato in questa analisi, quindi, è "gate to gate", ed i confini del sistema sono mostrati nello Figura 1.

la fase di produzione in esame consiste in quattro stadi:

- 1) Raccolta di WCO
- 2) Pretrattamento
- 3) Consegna di olio trattato all'impianto di biodiesel
- 4) Conversione in biodiesel mediante trans-esterificazione

Il WCO viene inizialmente raccolto in contenitori di plastica di diverse capacità da ristoranti, alberghi e industria agroalimentare. Quindi, WCO viene fornito a una società di pretrattamento e purificato meccanicamente per ridurre il contenuto di rifiuti solidi mediante decantazione e centrifugazione. Il WCO purificato viene trasportato su camion in un impianto di produzione di biodiesel. Lo stadio finale è la reazione di trans-esterificazione del trigliceride con un alcool (metanolo) in presenza di un catalizzatore, producendo una miscela di esteri alchilici di acidi grassi (biodiesel) e glicerina. L'estere metilico grezzo viene lavato per rimuovere tracce di metanolo, glicerina, catalizzatore, ecc., Quindi essiccato per diventare biodiesel utilizzabile in un motore (nel caso del Progetto ComESto verrà accumulato per essere utilizzato all'interno della nanogrid in un micro-cogeneratore (mini-CHP) (Figura 1).




4.1 - Figura 1. Dalla raccolta del WCO al micro-cogeneratore

Successivamente quindi, verrà inclusa nell'analisi anche la fase d'uso (in cui il biodiesel verrà utilizzato nel micro-cogeneratore); per la fase d'uso l'unità funzionale sarà "1 kg di biodiesel" che nel nostro caso costituisce il reale sistema d'accumulo di energia, e verrà trasformata attraverso i valori di potere calorifico.

Life Cycle Inventory (LCI) della fase di produzione

Come già spiegato nell'introduzione, l'inventario del ciclo di vita (LCI) è un passaggio cruciale, poiché la qualità dell'intero studio dipende dalla rappresentatività, coerenza, accuratezza e specifiche geografiche dei dati raccolti, in conformità con gli standard ISO 14040. Gli ingressi e le uscite per ogni stadio sono stati ottenuti da fonti diverse. I dati locali primari sono stati ricavati da letteratura (M. Ripa, C. Buonaurio, S. Mellino, G. Fiorentino, and S. Ulgiati "Recycling Waste Cooking Oil into Biodiesel: A Life Cycle Assessment" International Journal of Performability Engineering Vol. 10, No. 4, June, 2014, pp. 347-356.; gli input operativi industriali medi, adeguati dal database Ecoinvent v. 3, vengono utilizzati per la fase di trans-esterificazione anziché quelli della letteratura, poiché il database a nostra disposizione è più aggiornato. Nell'analisi sono inclusi anche il trattamento delle acque reflue e i relativi impatti ambientali. Combustibili, macchinari, acqua, elettricità, prodotti chimici di processo, materiali di costruzione di impianti per la fase di conversione industriale, nonché i principali prodotti intermedi e finali sono riportati nella Tabella 1. Tutti i valori sono calcolati con riferimento a un'unità funzionale di 1 kg di biodiesel, in relazione alla produzione annua.

Importante sottolineare anche che nonostante esista una analoga analisi di processo nell'Ecolnvent, si è preferito utilizzare i dati del lavoro sopracitato per motivi legati alla territorialità. Infatti, i record del database Ecolnvent riportano un'analisi che utilizza dati provenienti dalla Francia o dal Nord Europa. Al contrario nel lavoro di Ripa & al. i dati provengono da "Papa Ecologia S.r.l." e "Proteg S.p.A." e si riferiscono ad un sondaggio di processo realizzato nel 2012 in Campania, mentre per la fase di trans-esterificazione sono quelli di "DP Lubrificanti



S.r.l". nella vicina Regione Lazio. La scelta è finalizzata ad una modellazione più simile del sistema. Tale inventario è stato mantenuto utilizzando dati secondari in quanto più appropriati per uno *scale up* di tipo industriale o semi-industriale.

Life Cycle Impact Assessment (LCIA) della fase di produzione

In LCIA, l'inventario viene analizzato per quantificare l'impatto ambientale. Ad esempio, la fabbricazione di un prodotto può consumare un volume noto di gas naturale (questi dati fanno parte dell'inventario); nella fase LCIA, viene calcolato l'impatto sul riscaldamento globale causato dalla combustione di quel combustibile (in tal caso il sopracitato gas naturale). Esistono vari metodi a livello globale per la classificazione e la caratterizzazione dell'impatto del ciclo di vita dei flussi da e verso l'ambiente. Nel nostro studio l'analisi degli impatti, utilizzando l'inventario riportato in Tabella 1, è stata fatta tramite il software SimaPro v. 8.0.3 e come database principale l'EcoInvent 3.0. I metodi di calcolo impiegati sono stati l'IPCC 2013 GWP 100 a, il ReCiPe MidPoint ed EndPoint H Europe ed il Cumulative Energy Demand (CED).

INPUT		UNITA' (unit/kg/yr)
Fase di Raccolta		
Diesel	3.34E-02	kg
Truck (van<3,5 t)	6.07E-02	t*km
HDPE (WCO container)	1.16E-02	kg
Fase di Pre-trattamento		
Steel (pipeline and centrifuge)	6.40E-05	kg
Electricity, medium voltage	2.47E-02	kWh
Liquid storage tank	9.52E-08	item
Pump	2.26E-05	item
Water	1.19E-02	kg
Sodium hypochlorite, 15% in H2O	1.18E-08	kg
Wastewater treatment plant	4.89E-11	item
Fase di Trans-esterificazione		
Transport, lorry > 32t	0.22	t*km
Heat, natural gas, at industrial furnace	0.99	MJ
Methanol	0.12	kg



Phosphoric acid, 85% in H2O	4.97E-03	kg
Potassium hydroxide, at regional	1.22E-02	kg
storage		
Water	2.92E-02	kg
Electricity, medium voltage	4.08E-02	kWh
Vegetable oil esterification plant	1.01E-09	item
Treatment sewage to wastewater	6.75E-05	m3
treatment plant		
<u>PRODOTTI FINALI</u>		
Olio Raccolto	1.34	kg
Olio Purificato	1.11	kg
Biodiesel	1	kg
Glicerina	0.11	kg

Tabella 4.1. 1 - Inventario dei flussi di input delle fasi di raccolta, pretrattamento e trans-esterificazione

Consideriamo quindi questo inventario come punto di partenza per quantificare gli impatti del processo. Il primo confronto è finalizzato all'osservazione di quale delle fasi risulta più problematica dal punto di vista ambientale con i metodi di calcolo precedentemente identificati.





4.1 - Figura 2. Confronto di "Pretrattamento", "Transesterificazione" e "WCO_Raccolta". Metodo IPCC 2013 GWP 100a V1.00

In Figura 2 appare evidente che la fase di trans-esterificazione risulta essere quella a maggior impatto sull'indicatore GWP Global Warming Potential espresso in kgCO₂eq.



4.1 - Figura 3. Confronto di "Pretrattamento", "Transesterificazione" e "WCO_Raccolta". Metodo IPCC 2013 GWP 100a V1.00



Osservando in dettaglio il profilo ambientale della fase di trans-esterificazione si possono evincere quali siano le sostanze ed i sottoprocessi che contribuiscono in maniera più pesante a questo risultato (Figura 3). Al primo posto il metanolo (che si porta dietro tutta l'eredità ambientale dovuta alla sua estrazione, purificazione e trasporto), poi il contributo energetico legato all'energia per la produzione ed i trasporti.

Per le altre due fasi gli impatti maggiori sono legati ai contenitori di acciaio utilizzati per lo stoccaggio, e da notare (particolarmente importante per l'analisi) al primo posto i trasporti per la fase di raccolta (Figura 4).



4.1 - Figura 4. Profili ambientali delle fasi di "WCO-Raccolta" a) e "Pretrattamento"

Cambiando metodo di calcolo, l'applicazione del Cumulative Energy Demand (CED), fornisce un tipo di informazione focalizzata sui consumi energetici. In particolare, il CED di un prodotto o di un processo rappresenta l'uso diretto e indiretto di energia durante tutto il ciclo di vita, compresa l'energia consumata durante l'estrazione, la produzione e lo smaltimento delle materie prime e ausiliarie.

Anche con questo metodo la fase più impattante (in questo caso energivora) è la transesterificazione. Il peso maggiore, per tutte e tre le fasi si ha sulla categoria d'impatto delle "fossili non rinnovabili" in cui, oltre ai consumi di Diesel per i trasporti, ricadono le eredità ambientali dei contenitori in acciaio (tank for chemicals) per la fase di purificazione e delle taniche di polietilene per la raccolta degli oli esausti di cucina. Il contributo più pesante, comunque, lo dà il metanolo (fig. non riportata per brevità), che è il principale responsabile del più alto impatto anche con questo metodo della fase di trans-esterificazione. I contributi minori alle categorie "Nonrenewable, Nuclear" e "Renewable, Water" sono imputabili ai consumi elettrici sia direttamente legati agli input di inventario, sia derivanti dalle eredità ambientali dei processi a monte: infatti il



mix energetico italiano è costituito da una componente idroelettrica e una quantità di nucleare principalmente importato dalla Francia (Figura 5).



^{4.1 -} Figura 5. Confronto "Pretrattamento", "Transesterificazione" e "WCO_Raccolta"; Metodo Cumulative Energy Demand"

Infine, il calcolo degli indicatori di impatto ambientale con il metodo ReCiPe MidPoint conferma ulteriormente i risultati ottenuti precedentemente soprattutto con il metodo IPPC GWP 100a (Figura 6).





4.1 - Figura 6. Confronto di "Pretrattamento", "Transesterificazione" e "WCO_Raccolta"; Metodo ReCiPe Midpoint Europe Recipe H

Infatti, nelle categorie di impatto dove il metanolo con il suo carico ambientale ha più importanza (e cioè "Climate Change", "Terrestrial Acidification", "Ionizing Radiation" e "Fossil Depletion" la fase di trans-esterificazione risulta essere la più impattante, nella produzione di biodiesel da oli esausti.

Nelle categorie "Freshwater Ecotoxicity", "Hman Toxicity", "Particulate Matter Formation" "Marine and Freshwater Ecotoxicity", "Land Transformation", "Water Depletion" e "Metal Depletion" dove il carico maggiore viene dai processi portati dal materiale (acciaio) dei contenitori utilizzati, la fase più impattante è il pretrattamento.

Interessante notare come infine nelle categorie in cui i consumi e le emissioni legate ai trasporti hanno un peso maggiore sugli indicatori, si vede emergere anche la fase di raccolta.

Una valutazione riassuntiva può essere presentata dal grafico "rete" calcolato con il metodo ReCiPe EndPoint. Nella Figura 7 in particolare la rete dell'intero processo di produzione del biodiesel da WCO (con una soglia di visualizzazione dei sottoprocessi al 4%) calcolata come valutazione per la categoria di danno "Ecosystems".





4.1 - Figura 7. Flow chart dell'intero processo di produzione del biodiesel da WCO calcolato con il metodo ReCiPe EndPoint "Ecosystems"

Sensitivity analysis della fase di produzione

L'analisi di sensitività prevede innanzitutto un'analisi dei contributi più rilevanti ai potenziali impatti che permette ad esempio di valutare la necessità di incrementare la qualità dei dati così come di individuare gli aspetti su cui focalizzarsi per migliorare le prestazioni del sistema. È prevista inoltre la valutazione delle scelte che possono avere un'influenza importante sulla precisione dei risultati (quali scelte metodologiche, assunzioni e metodi utilizzati per la valutazione degli impatti).

L'analisi di sensitività dovrà verificare l'accuratezza dei dati e la loro influenza sul risultato finale, mentre un parere da persone esperte è consigliabile per evitare conclusioni poco attendibili [cioè nel presente studio i partner ComESto coinvolti nello sviluppo delle tecnologie in esame]. Per rappresentare la variabilità dei dati, si può inizialmente pensare di fare un confronto tra i risultati ottenuti e quelli relativi alla situazione migliore ed a quella peggiore; un'analisi più complessa richiederebbe lo studio dell'intervallo di variabilità dei dati in ingresso.

Di fondamentale importanza a questo livello è l'identificazione dei punti critici, che nella nostra indagine preliminare erano stati evidenziati principalmente nella fase di trans-esterificazione (il metanolo) ed in maniera minore il tank d'acciaio per l'immagazzinamento del pre-trattato ed i trasporti per la raccolta differenziata dei WCO.

Mentre allo stato dei dati disponibili non è possibile sostituire il tank con altre strutture, si può invece pensare di utilizzare per la trans-esterificazione bio-etanolo al posto del metanolo (proveniente da risorse fossili). Inoltre, si possono ipotizzare degli scenari di minima e di massima per i tratti percorsi per la raccolta differenziata dei WCO.



I Scenario: sostituzione del metanolo nella fase di trans-esterificazione con bio-etanolo Se nella reazione seguente si sostituisce il metanolo con etanolo si ottiene un prodotto analogo utilizzabile come combustibile:



4.1 - Figura 8. Sostituzione del metanolo nellas fase di trans-esterificazione con bio-etanolo

Nel database Ecolnvent sono presenti molti record per il bio-etanolo che differiscono per materiale di origine (corn, grass, potato, rye, sugar beet molasses, sugar cane, sweet sorghum, whey, wood, biomass) e per provenienza (Svizzera, Brasile, USA, Cina). Si è deciso di escludere tutti quelli che potevano dare luogo a problematiche etiche perché utilizzano una materia prima destinata all'alimentazione e tutti quelli con una provenienza remota. Si è quindi sostituito il metanolo con bio-etanolo da biomassa di provenienza europea, e sostituito nell'inventario calcolando il peso tenendo conto delle masse molari. Il risultato però non porta ad un miglioramento nell'indicatore GWP 100a, come si evince dalla Figura 9.





4.1 - Figura 9. Confronto "Transesterificazione con bioetanolo rispetto alla Transesterificazione" Metodo: IPCC 2013 GWP 100a

Stesso risultato, più articolato, con il metodo CED (Figura 10), in cui c'è un effettivo vantaggio nella categoria del fossile non rinnovabile, ma il consumo elettrico dovuto alla produzione (fermentazione e distillazione), fa pesare i suoi effetti nelle altre categorie di impatto.





IMESTE

II Scenario: minimizzazione e massimizzazione dei tratti percorsi per la raccolta differenziata dei WCO

Come primo tentativo di analisi di sensitività sui tratti percorsi per la raccolta di oli esausti domestici, si possono ipotizzare due situazioni limite (in attesa di dati primari):

• <u>Ipotesi 1</u>: i cittadini portano volontariamente gli oli esausti accumulati in un unico punto dove avviene poi il pretrattamento. La fase quindi di raccolta non presenta emissioni da trasporti e consumi di combustibile, in quanto si presume che i cittadini non escano di casa al solo scopo di portare il rifiuto al punto unico.

• <u>Ipotesi 2:</u> le case sono distanti fra loro, non c'è un punto unico, e quindi è l'organizzazione della nano-grid che si occupa della raccolta e della consegna dei WCO al sito per il pre-trattamento. Il percorso totale (che estrapolato dai dati era di circa 50 km) si allunga di un ordine di grandezza.

	IPOTESI 1	IPOTESI 2
Truck (van<3,5 t)	0	6.07E-01 t*km
Diesel	0	3.34E-01 kg

Tabella 4.1. 2 - Valori di minima e massima per i trasporti della fase di raccolta di WCO per l'analisi di sensitività

I risultati con il metodo IPCC GWP 100a sono (come ci si poteva attendere) evidenti (Figura 11).



4.1 - Figura 11. Confronto fra Biodiesel da WCO Ipotesi 1, Biodiesel da WCO Ipotesi 2 e scenario base con il metodo IPCC 2013 GWP 100a



Addirittura, facendo la rete del processo di produzione di biodiesel con le assunzioni fatte nell'Ipotesi 2, la fase di raccolta diventa il processo più impattante anche con il metodo ReCiPe EndPoint (Figura 12).



4.1 - Figura 12. Flow chart dell'intero processo di produzione del biodiesel da WCO calcolato con il metodo ReCiPe EndPoint "Ecosystems" con l'ipotesi 2 per la raccolta dei WCO

Analisi dell'andamento emissioni GHG con lunghezza tragitto del Collection Distance

Da ultimo, nell'analisi dell'influenza del tragitto percorso sulle emissioni di gas clima-alteranti, si è proceduto alla stima di come queste cambino al variare della distanza da percorrere nella fase di raccolta degli oli.

A tal fine, si sono calcolati gli impatti con il metodo IPCC GWP 100a per diversi scenari che vanno da una distanza minima pari a km0 fino a 900 km circa. Sebbene tale range sia particolarmente ampio, l'analisi mostra chiaramente come tale funzione sia sensibile alla distanza su cui si effettua la raccolta. In Figura 13a si evidenzia come le emissioni complessive di GHG aumentino con l'aumentare del percorso di raccolta, ma tale dipendenza non sia strettamente lineare in tutto il range analizzato. Per rendere tale risultato più evidente si è proceduto all'analisi della derivata prima dei risultati ottenuti (Fig. 13b). Questa analisi mostra chiaramente tre regioni, che differiscono sia per andamento che per valori assoluti di KgCO₂ eq/Km. Nello specifico si individua una prima regione, corrispondente ad un tragitto complessivo al di sotto di 200 km e che chiameremo "dintorni" in cui il rapporto incrementale è crescente e pressappoco lineare, ma i valori assoluti sono i più bassi di tutta la curva; ciò significa che le emissioni complessive sono basse (Fig.13a), ma aumentano fortemente con l'aggiunta anche di pochi km al percorso di raccolta. Un secondo tratto, che chiameremo "fuori regione", va da circa 300 a 500 km e presenta un tratto lineare in Fig. 13a (quindi piatto in Fig. 13b). In questo range le emissioni sono chiaramente maggiori del tratto "dintorni" ed inoltre l'incremento con l'aumentare dei km percorsi è altresì maggiore di "dintorni". Questo tratto potremmo dire che si contraddistingue per l'insensibilità dell'incremento di emissioni con l'aggiunta di km al percorso (in altre parole, percorsi più lunghi non presentano incrementi più che lineari).





4.1 - Figura 13. a) Dipendenza delle emissioni di GHG con il percorso totale di raccolta b) variazione delle emissioni di GHG per km relativo al tragitto di raccolta

L'ultimo tratto individuato sopra i 600 km circa, denominato "percorso nazionale", poiché coprirebbe quasi tutto lo stivale, presenta un elevato livello di emissioni totali, dovuto alle grandi distanze, ma la variazione di KgCO₂ eg emessi per km aggiunto al percorso diminuisce con la distanza, rendendo l'impatto marginale, relativo a percorsi più lunghi, meno grave. Infatti, il valore di KgCO₂ eq/Km del "percorso nazionale" è minore di quello relativo al percorso "fuori regione", ma comunque superiore a "dintorni".

In conclusione, l'analisi denota come una filiera di raccolta corta sia vantaggiosa per le emissioni di gas clima-alteranti sia in termini assoluti che di incrementi.

N.B. Come già discusso nelle riunioni precedenti, visto il dettaglio dei dati utilizzati, l'analisi va valutata soprattutto per illustrare le potenzialità della metodologia, piuttosto che per i risultati ottenuti. In particolare, notevole valore aggiunto verrà acquisito dall'analisi qualora il modello venga applicato ad un inventario con dati primari, cioè raccolti sperimentalmente anche per quanto riguarda la fase d'uso.

Fase d'Uso

In questa fase l'unità funzionale sarà legata all'energia prodotta e quindi tutti gli impatti calcolati in funzione di 1 MJ di energia prodotti da un gruppo elettrogeno acquistato per il progetto. I dati del gruppo elettrogeno sono stati misurati nel laboratorio del Prof. Morrone dell'Università della Calabria e riportati in Tabella 3.

Potenza Elettrica Nominale (Trifase)	11.2 kW (400 V -20.2 A)
Cilindri/Cilindrata	3/1642 cm3 (1.6 lt)
Rapporto di Compressione	20:1
Consumo Combustibile 100% Carico	230 g/kWh (3.4 lit/h)
Consumo Combustibile 75% Carico	237 g/kWh (2.6 lit/h)
Consumo Combustibile 50% Carico	262 g/kWh (1.9 lit/h)
Tabella 4.1.3 - Dati gruppo Elettrogeno	

Dati gruppo Elettrogeno



I poteri calorifici dei vari tipi di combustibile sono invece riportati in Tabella 4.

Combustibile	LHV [MJ/kg]
Gasolio	42.60
Biodiesel	37.53
Biodiesel da WCO	36.59

Tabella 4.1. 4 - Dati Combustibile

I valori di potere calorifico inferiore di gasolio e biodiesel sono stati presi da" C. Caligiuri, M. Renzi, M. Bietresato, M. Baratieri, Experimental investigation on the effects of bioethanol addition in diesel biodiesel blends on emissions and performances of a micro-cogeneration system, Energy Conversion and Management, 185, 2019, pp. 55-65" mentre quelli del biodiesel da WCO da L. Karikalan, M. Chandrasekaran and K. Sudhagar, Poll Res. 33 (1) : 99-107 (2014).

L'inventario è stato ricostruito usando come modello un CHP preso dal database Ecolnvent riscalando tutti gli input e le emissioni in base alla potenza ed ai consumi, e applicando per ora solo input provenienti dalla parte di produzione elettrica. In questo modo il modello potrà essere espanso qualora venisse sostituito il gruppo elettrogeno con un vero e proprio micro-cogeneratore (come previsto da progetto). L'inventario della fase d'uso è riportato in Tabella 5, distinguendo nella prima parte i dati per un gruppo elettrogeno alimentato con una miscela di diesel contenente un 10% di biodiesel da WCO e nella seconda parte i dati per un gruppo elettrogeno alimentato a solo diesel.

Le emissioni in aria sono state scalate rispetto al CHP dell'Ecoinvent nel caso del gruppo elettrogeno alimentato a gasolio; per il biodiesel da WCO i valori sono stati corretti, in attesa di dati primari misurati con metodo gas-gromatografico, in base alle percentuali riportate da vari siti internet.

GR ELETTROGENO G+biodiesel WCO 100% CARICO	1	kWh
Avoided products:		
Diesel, at regional storage	0,023326572	kg
<u>Resources:</u>		
Materials/fuels		
Diesel, at regional storage	0,209939148	kg
Lubricating oil, at plant	1,69192E-05	kg
Urea, as N, at regional storehouse	0,007969448	kg
Cogen unit 200kWe diesel SCR, components for electricity only	2,8514E-09	р
BIODIESEL da WCO dati letteratura	0,023326572	kg
Emissions to air:		
Nitrogen oxides	0,000697316	kg
Carbon monoxide, fossil	0,001416329	kg



Carbon dioxide, fossil	0,676675659	kg
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	0,000462616	kg
Sulfur dioxide	0,000448174	kg
Dinitrogen monoxide	5,02951E-05	kg
Particulates, < 2.5 um	9,31207E-06	kg
Platinum	6,27992E-11	kg
Ammonia	9,96159E-06	kg
Heat, waste	0,179291911	MJ
<u>Waste to treatment:</u>		
Disposal, used mineral oil, 10% water, to hazardous waste incineration	1,69192E-05	kg
GR ELETTROGENO GASOLIO 100% CARICO	1	kWh
Avoided products:		
Diesel, at regional storage	0	kg
<u>Resources:</u>		
Materials/fuels		
Diesel, at regional storage	0,23	kg
Lubricating oil, at plant	1,66824E-05	kg
Urea, as N, at regional storehouse	0,007857876	kg
Cogen unit 200kWe diesel SCR, components for electricity only	2,81148E-09	р
Emissions to air:		
Nitrogen oxides	0,000687553	kg
Carbon monoxide, fossil	0,001473341	kg
Carbon dioxide, fossil	0,7239076	kg
NMVOC, non-methane volatile organic compounds, unspecified origin	0,000491106	kg
Sulfur dioxide	0,000491106	kg
Dinitrogen monoxide	4,91106E-05	kg
Particulates, < 2.5 um	9,82212E-06	kg
Platinum	6,87553E-11	kg
Ammonia	=	kg
Heat, waste	0,176781824	MJ
Methane, fossil	0,000117866	
Waste to treatment:		
Disposal, used mineral oil, 10% water, to hazardous waste incineration	1.66824E-05	kg

Tabella 4.1. 5 - Inventario dei flussi di input e output della fase d'uso con gruppo elettrogeno alimentato a biodiesel da WCO e solo gasolio

Utilizzando questo modello si può valutare per prima cosa utilizzando il metodo IPCC100a il GWP per la fase d'uso. Il combustibile che alimenta il motore è costituito da una miscela al 10% in biodiesel da WCO.





4.1 - Figura 14. Flow chart della fase d'uso del gruppo elettrogeno alimentato da una miscela al 10% di biodiesel da WCO, calcolato con il metodo IPCC 100a

Dalla Figura 14 si evince come il contributo più importante al valore di GWP sia il diesel della miscela con cui va ancora alimentato il motore. Gli impatti della produzione del biodiesel da WCO sono minimi rispetto agli altri contributi dell'alimentazione (diesel e urea). Nella rete mancano le emissioni dirette di CO₂, derivanti dalla combustione che sono invece molto pesanti (Figura 15). Da notare anche il loop verde (Figura 14) dovuto agli impatti negativi matematicamente, quindi positivi da un punto di vista ambientale legati al prodotto evitato in diesel fossile, sostituendo biodiesel da WCO nella miscela.





4.1 - Figura 15. Profilo ambientale della fase d'uso del gruppo elettrogeno alimentato da una miscela al 10% di biodiesel da WCO calcolato con il metodo IPCC 100a

Come analisi di controllo del modello, si è provato a confrontare le fasi d'uso del gruppo elettrogeno alimentato con la miscela "biodiesel da WCO 10% in diesel" sostituendo con:

a) diesel puro

b) miscela al 10% Rape methyl ester (biodiesel da colza), del database Ecolnvent in diesel.

Il confronto delle fasi d'uso con alimentazione a tre diverse miscele, calcolato sempre con il metodo IPCC 100a, mostra chiaramente che (anche se la percentuale in miscela è piccola) i biodiesel hanno un carico inferiore di CO₂ eq, e la migliore prestazione risulta essere del biodiesel da WCO (Figura 16).





4.1 - Figura 16. Confronto fra le fasi d'uso alimentate da blend BiodieselColza10% (rosso), BiodieselWCO10%/Diesel (verde), Diesel 100% (giallo); Metodo: IPCC 2013 GWP 100a

La miscela combustibile contenente il biodiesel da WCO risulta sempre la meno impattante anche dall'osservazione del confronto effettuato con il metodo Recipe EndPoint (Figura 17) che calcola in tre categorie di danno ("Human Health", "Ecosystems", "Resources") le 18 categorie d'impatto caratterizzate a livello di MidPoint.





Interessante anche come la miscela contenente il biodiesel da oleaginose risulti più impattante nella categoria di danno sugli ecosistemi. Infatti andando ad osservare il profilo ambientale per sostanza (Figura 18), si osserva che in questo caso, fra gli impatti hanno notevole influenza l'occupazione del suolo arabile e le modifiche del territorio.





Ana,Carbon davide, fossi Aria,Dinhogen monoide Confronte di 1MJ 'GR ELETTROCERIO G-biodesel Bierd 100% CARICO', 1 MJ 'GR ELETROCERIO G-biodesel Bierd

4.1 - Figura 18. Profilo ambientale per sostanza biodiesel da oleaginose



4.2 LCC SU BIODIESEL DA OLI ESAUSTI DI CUCINA (WASTE COOKING OIL - WCO)

L'obiettivo del nostro studio è l'applicazione dell'analisi LCC di primo (internal cost) e di secondo livello (environmental externalities cost) all'oggetto di studio, "la produzione di 1 Kg di biodiesel da WCO".

I confini del sistema e l'inventario dati, di cui ci siamo serviti per l'LCC, sono gli stessi utilizzati per l'LCA e provengono dallo studio della letteratura (M. Ripa, C. Buonaurio, S. Mellino, G. Fiorentino, and S. Ulgiati "Recycling Waste Cooking Oil into Biodiesel: A Life Cycle Assessment" International Journal of Performability Engineering Vol. 10, No. 4, June, 2014, pp. 347-356).

Il processo analizzato, "gate to gate", si compone di 3 fasi principali: raccolta, pretrattamento e trans-esterificazione, per le quali la valutazione dei costi è sviluppata utilizzando come unità funzionale l'output finale del processo, "1 Kg di biodiesel".

LCC INTERNA (Primo livello)

Per la computazione dei costi interni relativi al processo di produzione di 1 kg di biodiesel da WCO, in assenza di dati primari, sono stati utilizzati i prezzi degli input cercando, voce per voce, il dato secondario più adeguato allo scenario di indagine. I prezzi identificati per l'analisi (con le relative fonti) sono presentati in Tabella 1.

Score	Inputs	Price		Source	
	Diesel	1,28834	€⁄L	Rilevazione del 03/09/2020 https://dgsaie.mise.gov.it	
	Delivery van				
	HDPE	1,27	€⁄kg	https://www.plasticfinder.it	
	Steel	600	\$/t	https://italian.alibaba.com	
	Electricity	37,56	€⁄MWh	https://www.mercatoelettrico.org	
	Liquid storage tank	310	\$	https://italian.alibaba.com	
	Pump 40W	1770	€	https://www.sigmaaldrich.com	
	Tap water	2,828154	€⁄m ³	https://www.fiora.it	
	Sodiumhypochlorite	7,12	€⁄L	https://www.sigmaaldrich.com	
	Wastewater treatment plant				
	Transport, lony >32t				
	Heat, natural gas	0,0331	€⁄kWh	https://appsso.eurostat.ec	
	Methanol	12,42	€⁄L	https://www.sigmaaldrich.com	
	Phosphoric acid	8,00	€⁄kg	https://www.sigmaaldrich.com	
	Potassium hydroxide	8,74	€⁄kg	https://www.sigmaaldrich.com	
	Vegetable oil esterification plant				
	Treatment, sewage, to wastewater treat	9	€⁄m ³	https://www.eco-center.it	
	Glycerine	1,5	€⁄kg	https://italian.alibaba.com	

Tabella 4.2. 1 - Prezzo di mercato degli input di inventario



Ad ogni prezzo ottenuto è stato assegnato uno score rappresentato dal colore (verde e giallo) presente in tabella (Tabella 1) ad indicare la qualità del dato secondario ottenuto, con il verde che rappresenta il grado maggiore, il giallo un valore inferiore.

Lo score è attribuito a ciascun input, in modo meramente qualitativo, rispetto a due fattori chiave: l'incertezza dei prezzi rilevati sui mercati (variabilità) e l'adeguatezza rispetto allo scenario di processo.

Agli input "Steel", "Pump" e "Liquid storage tank", dei quali non si conoscono le specifiche, è stato assegnato un grado di incertezza maggiore (giallo) a testimonianza del fatto che la scelta, seppur effettuata seguendo le logiche di sistema, non può ricadere su un valore certo poiché sul mercato si trovano diverse tipologie di questi item (che presentano prezzi diversi).

Al contrario per gli input "diesel", "electricity" e "water", è possibile ottenere stime dei prezzi più precise corrispondenti a valori medi nazionali.

Sono stati esclusi dall'LCC interna i costi relativi all'acquisto dei mezzi di trasporto ("Delivery van" e "Lorry"), per i quali è stato calcolato soltanto il costo relativo al consumo di carburante, nonché i costi derivanti dall'impianto per il trattamento delle acque reflue ("Wastewater treatment plant") e dell'impianto per l'esterificazione dell'olio vegetale ("Vegetable oil esterification plant") che presentano valori non rilevanti (sull'ordine di 10⁻¹⁰) ai fini dell'analisi LCC.

Dobbiamo evidenziare, inoltre, l'assenza dei costi relativi al personale (salari), che abbiamo deciso di non inserire, anche se potrebbero risultare importanti soprattutto nella prima fase del processo (fase di raccolta), in quanto al momento non esistono dati primari.

I prezzi delle sostanze che rappresentano input energetici e materiali (water, diesel, heat e electricity) sono quelli che hanno un grado di incertezza minore e sono stati rilevati su scala locale (acqua) o nazionale (elettricità e natural gas) in data 03/09/2020.

Per le sostanze chimiche utilizzate sia nel processo di trattamento che in quello di transesterificazione sono stati scelti i prezzi di listino presenti sul sito online della SigmaAldrich (dal quale verranno acquistati per la realizzazione del progetto), selezionando, tra quelli presentati, quelli che restituiscono il minor rapporto prezzo/quantità, al fine di simulare un acquisto su scala industriale (all'ingrosso).

Infine, per gli input rimanenti i prezzi sono stati selezionati sulla piattaforma di commercio online di Alibaba Group¹.

Come si evince dalla Tabella 1 non tutte le voci di prezzo sono state rilevate in euro e più di qualcuna ha un'unità di misura fisica diversa dall'input alla quale si riferisce (Es. kWh e MJ per l'input "Heat"). Il passo successivo da compiere, al fine di ottenere il costo per la produzione di 1 kg di biodiesel da WCO, è stato quello di effettuare tutte le dovute conversioni per ricavare i prezzi in euro e all'unità di misura appropriata (ad esempio tra dollaro ed euro, tra kilogrammi e litri, tra kilowattora e megajoule etc).

I prezzi così ottenuti sono stati moltiplicati per il valore (la quantità di input necessaria per la produzione di 1 Kg di biodiesel) assegnato all'input nell'inventario (per l'inventario si veda report LCA) e sono presentati nella Tabella 2.

¹ Multinazionale cinese privata con sede ad Hangzhou composta da una serie di società attive nel campo del commercio elettronico.



INPUT FLOWS	VALUE	Unit	COST	% Costo input sul totale
COLLECTION PHASE				
Diesel, at regional storage/RER U	3,34E-02	kg	0,04€	3,5%
Delivery van <3.5t	6,07E-02	t*km		0,0%
HDPE bottles E	1,16E-02	kg	0,01 €	1,5%
TOT.			0,05€	5,0%
PRE-TREATMENT				
Steel, low-alloyed, at plant/RER U	6,40E-05	kg	0,00€	0,0%
Electricity, medium voltage, at grid/IT U	2,47E-02	kWh	0,00€	0,1%
Liquid storage tank, chemicals, organics/CH/I U	9,52E-08	Ìtem	0,00€	0,0%
Pump 40W, at plant/CH/IU	2,26E-05	item	0,04€	3,9%
Tap water, at user/RER S	1,19E-02	kg	0,00€	0,0%
Sodium hypochlorite, 15% in H2O, at plant/RER U	1,18E-08	kg	0,00€	0,0%
wastewater treatment plant	4,89E-11	Ìtem		0,0%
TOT.	1		0,04€	4,0%
TRANS-ESTERIFICATION				
Diesel, at regional storage/RER U	1,55E-03	kg	0,00€	0,2%
Transport, lorry >32t, EURO5/RER S	2,20E-01	t*km		0,0%
Heat, natural gas, at industrial furnace >100kW/RER S	9,90E-01	MJ	0,12€	11,6%
Methanol, at regional storage/CHS	1,20E-01	kg	0,65€	64,5%
Phosphoric acid, industrial grade, 85% in H2O, at plant/RER S	4,97E-03	kg	0,04€	3,9%
Potassium hydroxide, at regional storage/RER S	1,22E-02	kg	0,11€	10,5%
Tap water, at user/RER U	2,92E-02	kg	0,00€	0,0%
Electricity, medium voltage, at grid/IT S	4,08E-02	kWh	0,00€	0,2%
Vegetable oil esterification plant/CH/I S	1,01E-09	item		0,0%
Treatment, sewage, to wastewater treatment, class 5/CH S	6,75E-05	m3	0,00€	0,1%
TOT.	_		0,92€	91,0%
FINAL PRODUCT				
Collected oil	1,34	kg		
Purified oil	1,11	kg		
Biodiesel	1	kg		
Glycerine	0,11	kg	- 0,17€	
COSTI TOTALI INTERNI		1,01*	0,85€	100%

*Costi totali esclusi i guadagni derivanti dalla produzione del coprodotto Glicerina

Tabella 4.2. 2 - Costi totali interni

I prezzi sono disaggregati per le tre fasi del processo.



Dal punto di vista economico la fase più dispendiosa risulta essere quella di transesterificazione che rappresenta il 91% dei costi totali (1,01 €), di cui il 65% è occupato dal metanolo.

Il secondo input più costoso a livello economico, dopo il metanolo, è il riscaldamento da gas naturale necessario nel processo industriale di trans-esterificazione (11,6%).

La percentuale dei costi rimanente è imputabile per metà al costo del diesel utilizzato nei trasporti e per l'altra metà al costo della pompa utilizzata nel processo di purificazione (pretrattamento).

Sviluppando un'analisi che aggrega le diverse categorie di costo (es. costi energetici, sostanze chimiche, macchinari) osserviamo che:

- gli input energetici e materiali (diesel, heat, electricity e water) ammontano al 15,6% del totale;
- le sostanze chimiche a poco meno del 79% del totale;
- e infine, i macchinari, al 5,4%.

I costi finali del processo di produzione di un chilogrammo di biodiesel sono di 1,01€, somma dalla quale vengono sottratti i guadagni derivanti dalla vendita dell'output "glicerina" (0,17€), che costituisce un coprodotto del biodiesel per un ammontare finale di, 0,85€.

È interessante notare come le stime dei costi per la produzione di 1 kg di biodiesel da WCO siano verosimili ed in linea con il prezzo di mercato del biodiesel (UCOME) che a Luglio 2020 era quotato tra $1,01 \in 1,03 \in^2$.

Inoltre, sebbene siano stati selezionati i prezzi più bassi per le sostanze chimiche, probabilmente uno scale-up a produzione industriale porterebbe ad un'ulteriore riduzione dei costi primari, in quanto l'acquisto di grosse quantità ammortizzerebbe le spese dei prodotti chimici, che, come abbiamo visto, hanno il peso maggiore sui costi totali.

LCC EXTERNAL (Secondo livello)

Per la valutazione economica degli impatti ambientali dell'oggetto di studio siamo partiti dell'analisi LCA effettuata tramite il metodo ReCiPe Midpoint che restituisce 18 categorie di impatto ambientale e abbiamo cercato, attraverso un'attenta revisione della letteratura, di assegnare un costo monetario a ciascuna delle 18 categorie.

Le 18 categorie restituite dal metodo ReCiPe si definiscono Midpoint in quanto catturano l'impatto delle sostanze inquinanti su temi ambientali aggregati (es. "Ozone Depletion", "Acidification", "Human Toxicity") che poi vengono a loro volta aggregate secondo i danni che queste causano rispetto alle tre categorie "Endpoint": salute umana, ecosistemi e depauperamento delle risorse (Figura 1).

Lo studio più completo e recente in materia è l'"Environmental prices Handbook" redatto dal CE Delft, il quale è utilizzato anche nell'ultima versione del software Simapro 9.1 nel metodo denominato, "Environmental prices".

² Da notare che questi valori si riferiscono al prezzo di mercato, quindi sono comprensivi dell'utile per il produttore.



La metodologia utilizzata dal centro di ricerca olandese combina tre tipi di modelli:

a) Modelli di caratterizzazione che definiscono le relazioni fisico-chimiche tra le sostanze (emissioni) e gli impatti Midpoint e tra gli impatti Midpoint e quelli Endpoint.

b) Modelli sui percorsi di impatto che descrivono le relazioni tra emissioni e impatti endpoint, mappando la dispersione ambientale delle emissioni e gli impatti delle concentrazioni risultanti su esseri umani, animali, piante e edifici / materiali.

c) Tecniche di valutazione che stabiliscono una relazione finanziaria tra gli impatti dell'endpoint e i cambiamenti nel benessere economico risultanti dalla variazione della "disponibilità" dell'endpoint. (si veda appendice "Metodi di valutazione dei beni non di mercato")



4.2 - Figura 1. Schema riassuntivo del calcolo degli impatti secondo il metodo ReCiPe

Per ulteriori dettagli in merito alla metodologia utilizzata si veda De Bruyn, S. et al. (2018). "Environmental prices handbook".

I costi che abbiamo scelto per la valutazione delle esternalità ambientali a livello midpoint sono stati selezionati dalla letteratura e aggiornati all'anno 2020 tenendo conto degli indici di inflazione e del tasso di elasticità del reddito.

Nella Tabella 3 sono presentati i valori economici per unità di impatto (es. KgCO₂eq per la categoria "Climate Change") per 14 delle categorie Midpoint, vengono infatti escluse le categorie "Natural land transformation", "Metal Depletion", "Water Depletion" e "Fossil Depletion" per le



quali nel metodo Environmental prices di Simapro, costruito sullo studio del CE Delft, è prevista una valutazione monetaria del danno pari a 0 €.

Categorie di impatto	Environmental prices	Unità di misura
Climate change	0,01€	kg CO2 eq
Ozone depletion	140,73 €	kg CFC-11 eq
Terrestrial acidification	9,29€	kg SO2 eq
Freshwater eutrophication	2,17€	kg P eq
Marine eutrophication	3,56€	kg N eq
Human toxicity	0,18€	kg 1,4-DB eq
Photochemical oxidant formation	2,40€	kg NMVOC
Particulate matter formation	78,95 €	kg PM10 eq
Terrestrial ecotoxicity	10,17€	kg 1,4-DB eq
Freshwater ecotoxicity	0,04€	kg 1,4-DB eq
Marine ecotoxicity	0,01€	kg 1,4-DB eq
Ionising radiation	0,05 €	kBq U235 eq
Agricultural land occupation	0,04€	m2a
Urban land occupation	0,04€	m2a
Natural land trasformation	- €	m2
Water depletion	- €	m2
Metal depletion	- €	Kg Fe eq
Fossil depletion	- €	kg oil eq

Tabella 4.2. 3 - Environmental prices per ognuna delle categorie di impatto ReCiPe Midpoint

Nella nostra analisi, tuttavia, vedremo come abbiamo cercato di includere nel calcolo totale del costo degli impatti ambientali, anche la valutazione economica delle due categorie "Fossil Depletion" e "Metal Depletion".

La scelta di includere anche queste due categorie nel calcolo dell'LCC di secondo livello è dettata dalla volontà di considerare tutte le esternalità implicate nel processo studiato. L'utilizzo di risorse non rinnovabili (quindi caratterizzate da scarsità) come i combustibili fossili e i metalli implica un danno per la società, definito come il costo addizionale che la società deve sostenere in conseguenza di ciascuna estrazione (Goedkeep et al.,2008).

Nel metodo ReCiPe il danno derivante dall'utilizzo di queste risorse è calcolato per l'impatto Endpoint "Resources" (Figura 1).

Per quanto riguarda le categorie "Water Depletion" e "Natural Depletion" in letteratura non si trovano studi sufficienti a determinarne le relazioni, e conseguentemente i danni, rispetto agli impatti Endpoint.

Una volta ottenuti i dati necessari relativi alla valutazione dell'impatto midpoint attraverso LCA (si veda studio di LCA) e al costo unitario assegnato a ciascuna categoria di impatto è stato possibile calcolare i costi ambientali. I risultati ottenuti sono presentati nelle Figure 2 e 3. La Figura 2 mostra i costi ambientali divisi per ciascun input, mentre la Figura 3 i risultati sono suddivisi per ciascuna categoria di impatto al Midpoint.



Il totale dei costi delle esternalità ambientali, derivanti dalla produzione di 1 kg di biodiesel da WCO, ammonta a 0,11€ (assegnando costo 0 alle ultime 4 categorie).

Nella definizione dei costi per categoria di impatto (grafico presentato con una soglia di raffigurazione fissata a 0,0006€) vediamo come i valori più elevati (che rappresentano danni maggiori dal punto di vista economico) si riscontrano per la categoria "Particulate Matter Formation" (0,06€ corrispondenti al 53% delle esternalità ambientali totali).

Le altre due categorie di impatto che registrano costi abbastanza significativi sono rispettivamente "Human Toxicity" (20% del totale) e "Terrestrial Acidification" (14%).

Nella Figura 2 sono invece presentati i costi ambientali per ciascun input del sistema (con una soglia di raffigurazione fissata a 0,001 €). L'input più costoso nel processo è il "liquid storage tank" i cui costi esterni ambientali ammontano al 34% (0,04€) del totale dei costi esterni, causati soprattutto per gli impatti sulle categorie "Particulate Matter Formation" (PMF) e "Human Toxicity". Anche il mezzo di trasporto utilizzato nella fase di raccolta ("Delivery van") conta dei costi di esternalità abbastanza elevati 0,03€ (25% del totale) per l'incidenza, anche in questo caso rilevante, sulla formazione di particolato (PMF).



4.2 - Figura 2. Costo ambientale degli input





4.2 - Figura 3. Costo ambientale degli impatti al livello Midpoint

I costi sono stati inoltre analizzati secondo le varie fasi del processo di produzione (raccolta, pretrattamento e trans-esterificazione).

In questo caso ci siamo serviti del software Simapro nel quale abbiamo ricostruito il modello proposto nell'LCA, inserendo i costi ambientali.

Nella Figura 4 è riportata la rete dell'intero processo che mostra come ci sia una sostanziale uguaglianza nei costi ambientali relativi alle tre fasi del processo: la fase di raccolta e quella di pretrattamento costano 0,04 €; quella di trans-esterificazione 0,03€.





4.2 - Figura 4. Flow chart dell'LCC sui costi ambientali esterni



La sostanziale uguaglianza del peso delle tre fasi sull'ambiente è causata da un'equa distribuzione degli input più costosi il "delivery van" nella fase di raccolta, il "liquid storage tank" nella fase di pretrattamento e le sostanze chimiche, guidate dal "methanol" nella fase di transesterificazione.

Volendo includere nel calcolo della LCC finale le categorie di impatto "Metal Depletion" e "Fossil Depletion" abbiamo aggiunto al costo ottenuto finora, il costo aggregato finale restituito dalla categoria di impatto "Resources"³ che è presentata nel metodo ReCiPe endpoint con l'unità di misura in valuta (USD, EUR).

Nella Figura 5 sono raffigurati i costi per input relativi alla categoria "Resources". (con una soglia di raffigurazione fissata a 0,0002 €).



4.2 - Figura 5. Costi degli impatti sulla categoria "Resources" per ciascun input

L'input con il maggior costo per l'utilizzo delle risorse fossili o minerarie è il "methanol", seguito dal "liquid storage tank".

La stima dei costi totali sul depauperamento delle risorse minerarie e fossili ammonta a 0,05\$ (0,04€ ai tassi di cambio correnti) per un costo finale ambientale di processo equivalente a 0,16€.

³ Non è possibile ottenere il valore di ciascuno degli impatti "Metal depletion" e "Fossil depletion" in modo singolo poiché vengono aggregati nella categoria Endpoint: "Resources".



BIBLIOGRAFIA

Alibaba accessed online at:<u>https://italian.alibaba.com/</u>

De Bruyn, S., Korteland, M., Markowska, A., Davidson, M., De Jong, F., Bles, M., & Sevenster, M. (2010). Shadow prices handbook: valuation and weighting of emissions and environmental impacts. *CE Delft, Delft, the Nethelands.* [online] URL: http://www. cedelft. eu/publicatie/shadow_prices_handbook %

3A_valuation_and_weighting_of_emissions_and_environmenta l_impacts/1032 Ecology and Society, 21(2), 10.

De Bruyn, S., Korteland, M., Markowska, A., Davidson, M., de Jong, F., Bles, M., & Sevenster, M. (2010). Shadow Prices Handbook-Annexes. *Valuation and weighting of emissions and environmental impacts. CE Delft, Delft.*

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., & Van Zelm, R. (2009). ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, 1, 1-126.

Huijbregts, M. A., Steinmann, Z. J., Elshout, P. M., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., ... & van Zelm, R. (2017). ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, *22*(2), 138-147.

Kuik, O., Brander, L., Nikitina, N., Navrud, S., Magnussen, K., & Fall, E. H. (2007). Energy-related external costs due to land use changes, acidification and eutrophication, visual intrusion and climate change.

Eurostat, accessed online at: <u>https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do</u>

Mise, accessed online at: <u>https://dgsaie.mise.gov.it/prezzi_carburanti_settimanali.php</u>

Ecocenter accessed online at:

https://www.ecocenter.it/smartedit/documents/content/sub/ published/Prezzismaltimentoac guereflue2018.pdf

Fiora accessed online at: <u>https://www.fiora.it/source/upload/adf_tariffe_2020.pdf</u>

MGP, accessed online at:

https://www.mercatoelettrico.org/lt/WebServerDataStore/MGP_ReportGiornaliero/20200806 MGPReportGiornaliero.pdf

Plasticfinder accessed online at: <u>https://www.plasticfinder.it/hdpe/hdpe-polietilene-ad-alta-densita</u>



SigmaAldirch accessed online at: <u>https://www.sigmaaldrich.com</u>



4.3 VALUTAZIONE COMPARATIVA DEL CICLO DI VITA DI DUE IMPIANTI DI COGENERAZIONE: DUE DIVERSE CELLE A COMBUSTIBILE SOFC CON ACCUMULO DI ENERGIA TERMICA, INTEGRATO IN UNA NANOGRID COSTITUITA DA UNA CASA UNIFAMILIARE

La tecnologia delle celle a combustibile ad ossido solido (SOFC) sta guadagnando interesse negli ultimi decenni ed è particolarmente adatta per essere abbinato a fonti di energia rinnovabile. Il funzionamento ad alta temperatura di una SOFC riduce la necessità di costosi catalizzatori e consente una grande tolleranza per il monossido di carbonio, comportando così una depurazione semplice dei sistemi. La flessibilità del carburante delle SOFC rappresenta una chiave alla transizione verso l'economia dell'idrogeno, portando anche a maggiori efficienze rispetto ad altri sistemi energetici presenti sul mercato [1]. La flessibilità delle SOFC promuove l'uso di questa tecnologia come parte costituente di scenari abbinati a diversi sistemi energetici. Tra gli ultimi contributi scientifici presenti in letteratura, diversi autori hanno analizzato, simulato o studiato vari casi studio di un sistema SOFC integrato con tecnologie caratterizzate da differenti gradi di maturità. I sistemi contenenti SOFC stanno mostrando particolare attrattiva nella cogenerazione, cioè nei CHP (Combined Heat&Power), per esempio in Giappone e in Europa: Il Giappone è il leader nelle installazioni SOFC-CHP con il programma ENEFARM [2,3], mentre l'Europa ha installato più di 4100 unità SOFC-CHP [4], grazie a tre azioni principali [5]: Callux, PACE e ene.field. Inoltre. le SOFC possono essere utilizzate anche come elettrolizzatori (SOE). Infatti, la possibilità di far funzionare la stessa cella sia come SOFC che come SOE (cioè quella che viene detta cella a combustibile ad ossido solido reversibile r-SOFC) ha suscitato l'interesse della ricerca negli ultimi anni. D'altra parte, le alte temperature richiedono un lungo tempo di avvio e un numero limitato di procedure di spegnimento, poiché lo stress termico sui componenti dello stack può portare a corrosione e rottura dei componenti della catasta stessa. Wang et al. [6] hanno presentato una rassegna completa su questo argomento, mettendo in evidenza la disponibilità tecnologica e i potenziali sviluppi futuri, mentre Gomez e Hotza [7] hanno delineato gli attuali progressi dello stato dell'arte di questa tecnologia.

Barelli et al. [8] hanno studiato sperimentalmente il funzionamento di r-SOFC, per funzionamento sia SOE che SOFC a 750 °C, analizzando l'influenza di diversi parametri sulle prestazioni, come il gas, la composizione e la densità di corrente. Risultati interessanti sono stati raggiunti puntando anche sul passaggio dalla modalità SOFC alla modalità SOE e l'influenza della diluizione della miscela di gas all'ingresso dell'elettrodo del combustibile: l'aumento della diluizione della miscela di gas porta ad una riduzione dell'efficienza del camino, influenzando negativamente i livelli di tensione a circuito aperto durante la transizione. Milewski et al. [9] hanno analizzato un sistema SOFC/SOE come potenziale opzione per lo stoccaggio di energia. Gli autori hanno analizzato otto casi di studio, tra cui diversi componenti relativi al BoP (Balance of Plant) e condizioni operative, come temperatura e pressione. Nella loro analisi, sono stati raggiunti alti valori di efficienza del sistema (fino al 64%), valorizzando le potenzialità del funzionamento reversibile della SOFC/SOE e la sua integrazione nei sistemi di picco dell'idrogeno. Giap et al. [10] hanno proposto un modello matematico di un sistema r-SOFC, considerato come stoccaggio di energia elettrica e alimentato con flusso di rifiuti. Durante il processo di elettrolisi, l'idrogeno



prodotto viene compresso con un cinque stadi da un compressore volumetrico e poi stoccato in serbatoi di idrogeno. Il modello si basa su parametri concentrati, ed è integrato con lo spot software EBSILON[®]. Il sistema funziona a pressione ambiente a 750 °C, con una potenza nominale di 250 kW durante il funzionamento in modalità SOFC. Gli autori hanno evidenziato una gamma di concentrazione di idrogeno, tra il 30 e il 40%, che consente di raggiungere elevate efficienze di sistema.

Sunku Prasad [11] ha presentato una review estesa sull' accumulo di energia ad alta temperatura inclusi le r-SOFC integrati con un sistema di stoccaggio a idruro metallico, utile per applicazioni in rete. Un prototipo r-SOFC sperimentale è stato dimensionato e testato da Fragiacomo et al. [12,13,14]. L'attività di progettazione è stata focalizzata sul dimensionamento dei componenti, come compressore d'aria, sensori e sistema di distribuzione del gas, nonché sull'ottenimento di un'adeguata gestione del gas e delle scorte utilizzate. Una nuova tendenza della ricerca si indirizza anche verso un funzionamento a temperatura intermedia di tali sistemi, come evidenziato nella revisione proposta da Singh et al. [15]. In vista del futuro concetto di distretti, cluster e hub energetici, unità reversibili in grado di funzionare come sistemi di poligenerazione e potenziali vettori energetici possono essere fattori abilitanti chiave [16], soprattutto nelle smartgrid, con particolare attenzione alle micro-grid. Nel lavoro di Akikur et al. [17] viene proposto un nuovo concetto di generazione combinata di calore ed energia, basato sull'integrazione di fonti energetiche rinnovabili e tecnologia SOFC. In particolare, gli autori hanno analizzato un sistema costituito da un impianto fotovoltaico e collettore solare, funzionante con uno scambiatore di calore e una SOFC.

Il funzionamento delle SOFC viene quindi studiato sia in modalità fuel cell che in modalità SOE, mostrando un'efficienza di circa l'84% durante la modalità di generazione e l'85% durante il funzionamento come elettrolizzatore. Anastasidis et al. [18] ha analizzato l'integrazione dei sistemi di celle a combustibile nelle applicazioni di micro-grid, dove affidabilità del sistema e qualità energetica sono fattori chiave e le celle a combustibile sono particolarmente adatte a queste applicazioni. Gli autori hanno incluso uno studio di fattibilità basato su un'ottimizzazione del modello, dal punto di vista tecnico ed economico. Allo stesso modo, Sorrentino et al. [19] hanno eseguito un'analisi di ottimizzazione per determinare la dimensione di un sistema r-SOFC il cui funzionamento è alimentato da fonti di energia rinnovabile, come l'energia solare ed eolica. L'ottimizzazione si basa sul minimizzare la differenza giornaliera dello stato di carica dello stoccaggio.

Obara et al. [20] ha descritto un'operazione di progettazione di micro-grid a South Pole Showa. La micro-rete è un sistema indipendente che include un elettrolizzatore ad acqua, un SOFC e un generatore diesel convenzionale. L'energia è fornita al sistema sotto forma solare ed eolica, con flussi inclusi nella microgrid, e metilcicloesano e ammoniaca usati come vettori di idrogeno. Il sistema è stato studiato anche sotto diverse condizioni meteorologiche. Frank et al. [21] hanno indagato sul funzionamento di un sistema basato su r-SOFC, da energie rinnovabili, con l'obiettivo di spostare la domanda lontano dal sito di produzione di energia. Gli autori hanno convalidato il modello proposto con un'operazione di stack reale testata a livello di laboratorio e le prestazioni previste dell'impianto hanno mostrato un 67% di efficienza durante il funzionamento delle celle a combustibile e 76% quando funzionante come SOE.



Sedaghati e Shakarami [22] hanno analizzato un'applicazione di una micro-grid composta da un carico trifase, un impianto fotovoltaico, un supercondensatore, un sistema di accumulo a batteria ed una SOFC. Gli autori hanno proposto una nuova strategia di controllo e gestione in termini di power sharing. In particolare, il sistema SOFC viene utilizzato per fornire la richiesta di potenza transitoria, mentre il sistema a batteria viene utilizzato per un funzionamento costante. Per soddisfare l'energia del carico trifase e la richiesta di potenza, il sistema è stato progettato con un bus DC comune, dove sono i diversi convertitori DC collegati e un inverter a soddisfare la tensione CA. Allo stesso modo, Wu et al. [23] hanno proposto una strategia di controllo per un impianto fotovoltaico accoppiato con una SOFC e un ultracondensatore. Il sistema è pensato per funzionare all'interno di una micro-grid, ed è infatti implementato un controllo in logica fuzzy, con l'obiettivo di massimizzare la durata del sistema di celle a combustibile ad ossido solido e l'ultracondensatore. Il sistema si è dimostrato affidabile in termini di prestazioni e stabilità. Baudoin et al. [24,25] hanno analizzato una microgrid applicata in ambiente rurale, mediante sistema SOFC accoppiato ad una microturbina a gas. Gli autori hanno sviluppato un convertitore di potenza basato sulla tecnica denominata "Three-Level Neutral Point Clamped".

L'analisi LCA applicata alla tecnologia SOFC è un argomento abbastanza discusso. Le analisi riportate in letteratura spaziano dalle applicazioni domestiche [26,27,28,29], alle centrali elettriche [30,31], concentrandosi su emissioni [32], cogenerazione [33], così come le microgrid [34]. Tuttavia, diversi studi si occupano solo della fase di produzione e dell'assemblaggio di stack SOFC o sistemi completi [35,36,37]. Un lavoro basilare incentrato sulla produzione di SOFC è stato pubblicato nel 2001 da Karakoussis et al. [36]. Esso tiene conto della produzione dello stack, delle interconnessioni e del BoP per due tipologie di SOFC, una di una SOFC da 100 kW tubolare e una SOFC planare da 1 kW. L'analisi LCA si è rivelata utile per valutare il vantaggio ambientale di sostituire il materiale SOFC con materiali innovativi. Smith et al. [38] hanno confrontato una cella SOFC commerciale con due innovative celle SOFC, costruite con nuovi materiali elettrolitici. Gli autori hanno trovato che, sebbene richieda una maggiore energia di processo, le nuove SOFC mostrano una riduzione complessiva dell'impatto ambientale. Per quanto riguarda le applicazioni, solitamente si possono suddividere in stazionarie e mobili [35]. Tra le applicazioni stazionarie, molti studi LCA si sono interessati all'impiego di cogenerazione basata su SOFC per uso domestico. Nel lavoro di Staffel et al. [39] è stata confrontata la cogenerazione basata su SOFC con altre tecnologie nel Regno Unito. considerando la fabbricazione, il riciclaggio e la fase di uso(basata sulla domanda di energia di centinaia di case nel Regno Unito), trovando un'energia e un tempo di ammortamento inferiore a 2 anni rispetto alla generazione di energia a carbone. Un altro studio [40] sottolinea il ruolo preminente della fase d'uso, tra fabbricazione, esercizio e smaltimento, nel rispetto dell'ambiente nel caso di cogeneratori basati su SOFC. Gli autori di [41] hanno aggiunto una modellazione tecnoeconomica all'analisi LCA di micro-CHP SOFC per applicazioni residenziali. Anche a livello politico si è prestato attenzione agli effetti ambientali a causa della penetrazione nel mercato dei cogeneratori a celle a combustibile. Ad esempio, Brooks et al. [42] per il Dipartimento dell'Energia degli Stati Uniti ha prodotto nel 2013 un rapporto su un caso aziendale di micro-CHP a celle a combustibile negli Stati Uniti, scoprendo che l'adozione del micro-CHP a celle a combustibile è vantaggiosa per l'ambiente, ma presenta costi di capitale elevati che



comportano tempi di ammortamento troppo lunghi. Tuttavia, ci si può aspettare che il tempo di ammortamento si riduca man mano che l'avanzamento della ricerca diminuisce i costi del sistema. In [43] gli autori hanno studiato le emissioni del ciclo di vita di unità di potenza ausiliarie basate su SOFC rispetto a motori diesel. Inoltre, alcuni studi hanno analizzato l'impatto del ciclo di vita dell'alimentazione di SOFC con combustibili diversi [44,45,46,47]. Una trattazione bibliografica completa può essere trovata in alcune review [7,48]. Sono stati condotti anche studi LCA su sistemi di stoccaggio dell'idrogeno [49].

Nel progetto ComESto ci si è occupati della valutazione del ciclo di vita di due differenti sistemi di cogenerazione basati su SOFC con accumulo di energia termica, inclusi alternativamente nella stessa nanogrid costituita da una casa unifamiliare che include anche un impianto fotovoltaico (PV). Il primo sistema di cogenerazione analizzato si basa su un r-SOFC e stoccaggio ad idrogeno, il secondo con alimentazione a gas naturale NG-SOFC. Di seguito, verranno presentate le caratteristiche dell'utente in termini di potenza elettrica ed i carichi termici. Successivamente, verranno dettagliate le metodologie implementate per simulare il funzionamento dei due sistemi di cogenerazione SOFC-based e per eseguire la valutazione del ciclo di vita nei due casi. Infine, verranno presentati e discussi i risultati provenienti dalla simulazione del funzionamento dei due diversi sistemi di cogenerazione e dall'analisi LCA. La principale novità del presente studio si basa sul confronto dettagliato in termini di ciclo di vita tra le due diverse configurazioni considerate, ovvero la nanogrid con la SOFC reversibile e lo stoccaggio dell'idrogeno e la nanogrid con la SOFC alimentata a gas naturale, fornendo lo stesso servizio, ovvero soddisfacendo lo stesso fabbisogno energetico dell'utenza, nell'arco di un intero anno. Vengono analizzate tutte le caratteristiche specifiche, in termini di produzione, manutenzione e funzionamento.

Il caso studio

Questa sezione comprende due sottosezioni che riportano le caratteristiche dell'utente considerato e della nanogrid. La prima sottosezione affronta il fabbisogno termico ed elettrico orario dell'utenza, mentre il secondo presenta la descrizione del layout e dei componenti della nanogrid connessa alle fonti di alimentazione dei carichi elettrici.

1) Utenza

L'utente considerato è costituito da una casa unifamiliare con una metratura di 200,0 m2, e altezza netta pari a 3,0 m, situata nella zona climatica italiana E, a Milano. Le richieste orarie di energia per il riscaldamento e il raffreddamento degli ambienti sono valutate tramite il software di simulazione dinamica TRNSYS 17©. L'edificio considerato è suddiviso in otto vani (soggiorno, cucina, due bagni, tre camere da letto e un atrio), e ogni stanza è modellata come una zona termica diversa, come mostrato in Figura 1.





4.3 - Figura 1. Edificio simulato con le zone termiche. Il disegno è stato realizzato con Google SketchUp e poi importato in TRNSYS per simulare il fabbisogno energetico orario. Nel disegno è riportato anche l'orientazione dell'edificio

Il Type56 di TRNSYS viene utilizzato per modellare il comportamento termico del building e il plug-in TRNSYS 3D per Google SketchUp per disegnare l'edificio multizona e importare la geometria dall'interfaccia di SketchUp nell'ambiente TRNSYS Building (TRNBuild).

Importando l'edificio nell'interfaccia di TRNSYS Simulation Studio, i dati meteorologici e la temperatura del suolo relativa alla città di Milano vengono assegnati, e valutati secondo la relazione Hadvig. La costruzione dei componenti dell'edificio è definita in modo che i valori di trasmittanza delle pareti esterne, del tetto e del piano terra siano pari a 0,34, 0,30 e 0,33 W/m2/K, rispettivamente [50]. I vetri e la cornice, la trasmittanza delle finestre è impostata su 6,56 e 1,53 W/m²/K, rispettivamente [51], e l'area di ciascuna finestra è definita come il 12,5% dell'area utile della zona in cui si trova la finestra [52]. Per ciascuna zona termica, il tasso di ricambio dell'aria si assume pari a 0,28 h⁻¹ [53]. La temperatura dell'aria interna è controllata in ogni zona termica da gennaio a maggio e da settembre a dicembre impostando la temperatura diurna (dalle 6:30 alle 23:00) e notturna riscaldando rispettivamente a 21°C e 15°C. D'altra parte, la temperatura di setpoint pari a 26°C è impostata per controllare la temperatura interna durante la stagione fredda, da giugno ad agosto. Si presume che Il caldo dovuto agli occupanti, agli elettrodomestici ed ai sistemi di illuminazione contribuisca ai guadagni interni dell'edificio. In dettaglio, il numero degli occupanti è fissato a 5 e il calore sensibile proveniente da ciascuno si assume pari a 75,0 W, considerando lavoro leggero/dattilografia come grado di attività, secondo la norma ISO 7730 [52]. Due profili di occupazione vengono considerati, uno per i giorni feriali e uno per i giorni festivi. Il numero di


occupanti e il guadagno di calore sensibile correlato agli occupanti in funzione del tempo sono mostrati in Figura 2.



4.3 - Figura 2. Numero di occupanti e apporti termici sensibili relativi agli occupanti durante:

La domanda oraria di energia elettrica dell'edificio è ricostruita considerando il numero degli occupanti, l'uso degli elettrodomestici (frigorifero, lavatrice, lavastoviglie, asciugacapelli, ferro da stiro, PC, TV) e del sistema di illuminazione basato su lampade a LED. Per ogni zona, il carico totale elettrico dell'impianto di illuminazione è calcolato in base al tipo di lampade, la destinazione d'uso della zona e l'area utile, con la potenza termica assunta da ciascuna lampada pari al 75% della sua nominale capacità elettrica. I guadagni di calore provenienti dagli elettrodomestici e sistemi di illuminazione (70%) che convezione (30%) [54]. Secondo il profilo degli occupanti (Figura 2), per gli elettrodomestici e per il sistema di illuminazione si considerano due programmi, uno per i giorni feriali e uno per il fine settimana.

Le simulazioni eseguite con TRNSYS forniscono i profili orari per riscaldamento e raffrescamento dell'edificio durante tutto l'anno. La domanda oraria media di richiesta energetica per tre giorni rappresentativi viene calcolata per ogni mese, come richiesto dal software per la simulazione del funzionamento delle nanogrid che sarà introdotto dopo. In dettaglio, si assume che ogni mese sia rappresentato da un giorno della settimana, da un giorno del fine settimana e da un giorno di picco. Il fabbisogno energetica richiesto per il riscaldamento e il raffreddamento dell'ambiente del giorno della settimana/fine settimana rappresentativo viene valutata, per ogni ora, come la media dei valori della richiesta del riscaldamento e del raffreddamento dell'ambiente nell'ora corrispondente di tutti i giorni della settimana/fine settimana nel relativo mese, rispettivamente.

Per quanto riguarda il giorno di punta è il giorno del mese caratterizzato dalla massima richiesta oraria di energia per il riscaldamento e il raffreddamento degli ambienti. Per quanto riguarda l'acqua calda sanitaria si valuta la richiesta a seconda del numero degli occupanti, e si considera uguale per ogni giorno dell'anno [55,56,57].

Le richieste termiche orarie per il riscaldamento e il raffreddamento degli ambienti relativi al giorno della settimana rappresentativo, al giorno del fine settimana e al giorno di punta sono mostrati, per ogni mese, in Fig. 3, Fig. 4 e Fig. 5, rispettivamente. La Figura 6 mostra la richiesta



Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

oraria di energia elettrica nei giorni feriali e feriali e la richiesta oraria termica per l'acqua calda sanitaria.



4.3 - Figura 3.Domanda termica oraria per il riscaldamento dell'ambiente (marrone) e il raffreddamento dell'ambiente (blu) dell'utente per i giorni feriali rappresentativi



Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

----Jan - - Feb - - Mar - · Apr - May - Jun -Jul — Aug — Sep — Oct — Nov …… Dec Richiesta energetica (W) 9 10 11 12 13 14 15 16 17 18 19 20 21 22 23 24 Ora del giorno

4.3 - Figura 4. Domanda termica oraria per il riscaldamento dell'ambiente (marrone) e il raffreddamento dell'ambiente (blu) dell'utente per i giorni rappresentativi del fine settimana

4.3 - Figura 5. Domanda termica oraria per il riscaldamento dell'ambiente (marrone) e il raffreddamento dell'ambiente (blu) dell'utente per i giorni di picco



4.3 - Figura 6. Fabbisogno termico orario di acqua calda sanitaria e fabbisogno orario di energia elettrica dell'utenza

2) Nanogrid



Nella Figura 7 è mostrata la struttura della nanogrid. I generatori sono rappresentati dal sistema fotovoltaico a piastra piana (PV), la rete esterna e l'r-SOFC, che può funzionare sia come cella a combustibile che come cella elettrolitica. In modalità cella a combustibile, l'idrogeno e l'aria alimentano la cella, e viene prodotta elettricità per soddisfare un carico elettrico esterno. In modalità elettrolizzatore, la cella è alimentata con vapore e aria e viene fornita energia elettrica per garantire l'energia per la produzione di idrogeno. La potenza termica generata dalla r-SOFC è immagazzinata in un sistema di accumulo dell'energia termica (TES), che consiste in un serbatoio di acqua calda comprendente un riscaldatore elettrico ausiliario sul fondo del serbatoio e un sensore PT100 per la misurazione della temperatura.



4.3 - Figura 7. Layout della nanogrid

I generatori sono tutti collegati ad un DC BUS, e sono controllati tramite un controller centrale, il sistema di gestione della nanogrid (NMS), che controlla anche il funzionamento del riscaldatore ausiliario nel serbatoio. I dettagli sul funzionamento dei generatori sono forniti più avanti, nella sezione relativa alle metodologie di simulazione. Per quanto riguarda le richieste di riscaldamento e raffreddamento degli ambienti, esse vengono soddisfatte utilizzando una pompa di calore geotermica, mentre, relativamente ai carichi elettrici, oltre ai tipici elettrodomestici, nel presente caso è presente anche il riscaldatore ausiliario nel bollitore dell'acqua calda sanitaria. La Figura 8 mostra il diagramma di flusso di processo (PFD) del sistema r-SOFC previsto nel Progetto ComESto. Nel caso, è stato considerato uno stack per la r-SOFC, composto da più celle collegate tra loro, per



garantire il corretto funzionamento del sistema. Lo stack è illustrato sul lato destro della Fig. 8 ed è collegato al bus DC con il convertitore DC/DC.



4.3 - Figura 8. Diagramma di flusso di processo della r-SOFC

In particolare, l'elettricità viene fornita al bus DC/DC quando il modulo stack opera come SOFC, mentre durante il funzionamento SOE il bus DC fornisce energia alla cella per la produzione di idrogeno. La Figura 8 mostra anche i componenti aggiuntivi del BoP che sono necessari per il corretto funzionamento dello stack.

La linea dell'idrogeno è rappresentata in rosso, la linea dell'aria è blu e l'acqua/vapore e il gas di scarico delle SOFC sono rappresentati dalle linee nere.

Il BoP (Balance of Plant) comprende: 3 scambiatori di calore (HEX1, HEX2 e HEX3), un riscaldatore per anodo e catodo (utilizzato per riscaldare il camino durante l'avvio), un bruciatore, un compressore, un vaporizzatore, un essiccatore, un ventilatore, filtro di interferenza elettromagnetica (EMI) e un controller di flusso di massa (MFC).

Durante il funzionamento SOFC il flusso d'aria viene immesso nel camino dalla soffiante e preriscaldato in HEX3 e HEX1, lo scambio termico avviene con l'aria calda in uscita dalla SOFC in HEX1 e con la miscela di gas risultante dal bruciatore in HEX3. L'idrogeno necessario per il funzionamento della cella viene estratto dal serbatoio dell'idrogeno in pressione e viene utilizzata una valvola per regolare la portata massima, l'idrogeno viene preriscaldato in HEX2 dai gas di scarico della SOFC prima di essere mandato al bruciatore. Durante l'avviamento della cella viene effettuato un preriscaldamento finale dei gas in ingresso con resistenze elettriche (heater del catodo e anodo). Quando lo stack funziona come SOE non avviene alcuna combustione nel bruciatore e l'aria soffiata dal ventilatore passa semplicemente attraverso il bruciatore e viene preriscaldata in HEX3 e HEX1 con l'aria calda proveniente dalla SOE. Il vapore in ingresso alla SOE viene prodotto con una vaporiera, l'acqua passa attraverso l'EMI e l'MFC e raggiunge la vaporiera.



Il preriscaldamento del vapore avviene in HEX1 con l'uscita dell'idrogeno dalla SOE. All'uscita delle SOE, l'idrogeno deve essere asciugato e compresso prima di essere immagazzinato nel serbatoio dell'H₂. Analogamente alla SOFC, i gas che entrano nello stack devono essere preriscaldati da una resistenza aggiuntiva durante l'avvio del sistema (riscaldatore del catodo e dell'anodo in Figura 8). Per un corretto funzionamento, il sistema comprende anche sensori di CO e CH₄, un sistema di recupero della condensa e un sistema di trattamento dell'acqua composto da filtri ad osmosi inversa, due filtri di demineralizzazione, un filtro a carbone e un filtro a sedimenti. È importante tenere presente che il recupero di calore dall'r-SOFC può essere effettuato solo durante il funzionamento SOFC, quando la cella funziona da elettrolizzatore tutto il calore viene utilizzato per il preriscaldamento dei flussi in ingresso al camino e non è possibile recuperare calore aggiuntivo.

A questo proposito, il funzionamento della SOE a carico parziale inferiore al 50% (punto di lavoro vicino al termoneutro) richiederà l'apporto esterno di calore aggiuntivo affinché si verifichi la reazione endotermica. Quando l'r-SOFC opera come SOFC a pieno carico si raggiunge il rapporto massimo calore/potenza del 55%, questo valore decresce con il carico della cella che diventa zero quando lo stack viene utilizzato al 30% del suo pieno carico (in questo caso tutte le calore viene utilizzato per preriscaldare i flussi in ingresso allo stack Per consentire il funzionamento sicuro e duraturo delle celle ad ossido solido, il gradiente di corrente deve rimanere inferiore a 2 A/min. Ciò porta a un tempo di commutazione SOFC/SOE di circa 30 minuti per uno stack da 1 kW considerando un interruttore da pieno carico a pieno carico. Il materiale e il peso di ciascun componente per il sistema r-SOFC sono riportati nell'appendice [58], che includono l'inventario LCA completo e i risultati numerici dell'LCA eseguita ottenuti con i metodi ReCiPe, CED e IPCC.

La Figura 9 rappresenta l'impianto funzionante con una SOFC alimentata a gas naturale (CH₄) rappresentato dalla linea gialla. Per alimentare la cella con il gas naturale, è necessario un desolforatore (DES) per rimuovere l'acido solfidrico (H₂S) che avvelena la cella. Inoltre, il flusso del gas naturale deve essere controllato con un controller di flusso di massa aggiuntivo (MFC) introdotto nella linea del gas naturale e il reforming del CH₄ deve essere eseguito nel reformer a vapore di metano (SMR). Prima di entrare nell'SMR il gas naturale viene miscelato con il vapore prodotto dalla vaporiera. La miscela di gas in uscita dall'SMR (linea arancione) viene quindi preriscaldata in HEX2 ed entra nello stack. I gas di scarico delle SOFC vengono utilizzati per il trasferimento di calore in HEX2 e quindi inviati al bruciatore per la combustione. L'anodo e il riscaldatore del catodo vengono utilizzati durante il processo di avviamento in modo simile a quello dell'r-SOFC. Analogamente al funzionamento r-SOFC, il rapporto calore/potenza della SOFC che opera con CH₄ è nullo quando il carico parziale è pari al 30%.





4.3 - Figura 9. Diagramma di flusso del processo della SOFC alimentata a gas naturale

<u>Metodologia</u>

1) Simulazione dei dispositivi e funzionamento della nanogrid

Sia l'r-SOFC che la SOFC alimentata a GN sono state simulate su base oraria nell'arco di un anno e in entrambi i casi i risultati sono stati ottenuti seguendo una procedura in due fasi. Nella prima fase, la simulazione della nanogrid viene eseguita utilizzando il software commerciale HOMER Pro[®]. Poiché questo software non consente di includere un accumulo di energia termica per acqua calda nel sistema energetico, in questa fase viene utilizzata una caldaia ausiliaria alimentata a gas naturale al posto dell'accumulo di energia termica. Infatti, guando la resa termica delle SOFC non è sufficiente a coprire il carico termico relativo al consumo di acqua calda sanitaria, la caldaia a gas viene utilizzata per integrare la produzione termica della cella. Quando invece si ha un eccesso di resa termica delle SOFC rispetto alla richiesta di acqua calda sanitaria, il surplus termico viene scaricato. Al fine di limitare il numero di accensioni e spegnimenti della cella, e quindi le sollecitazioni termiche che possono portare alla corrosione e alla rottura dei componenti della cella, si suppone il funzionamento continuo della cella sia per l'r-SOFC che per la SOFC alimentata a NG. In particolare, per quanto riguarda la r-SOFC, ogni giorno il funzionamento della SOE è concentrato in un numero limitato di ore durante il giorno al fine di massimizzare la frazione di potenza in ingresso all'elettrolizzatore dall'impianto fotovoltaico, mentre nella restante parte del giorno la cella funziona come una SOFC, consumando l'H2 prodotto e immagazzinato durante la funzione SOE. I principali dati di output di questa prima fase di simulazione sono la parzializzazione oraria ottimizzata r-SOFC e la capacità massima di stoccaggio di H₂, ottenuti utilizzando l'algoritmo di ottimizzazione HOMER Pro[®]. Nella seconda fase, i dati in uscita da HOMER Pro[®] vengono elaborati per simulare la presenza del sistema di accumulo dell'energia termica, ed eventualmente per calcolare la dimensione dell'accumulo di acqua calda e della resistenza elettrica ausiliaria



all'interno del serbatoio. In particolare, nella seconda fase si fissa a zero il consumo della caldaia a gas naturale e si calcolano iterativamente la capacità massima di accumulo di energia termica e la potenza nominale del riscaldatore elettrico ausiliario imponendo il bilancio energetico termico ad ogni ora di funzionamento e minimizzando le dimensioni dell'accumulo e la potenza nominale del riscaldatore del riscaldatore elettrico.

Per ogni ora di funzionamento, l'equazione di bilancio dell'energia termica si scrive come:

 $SC(h) = SC(h-1)^* \varepsilon + In(h) - Out(h) + f(h)^* EHP \qquad \qquad Eq. (1)$

dove h rappresenta l'ora generica, SC rappresenta la capacità di accumulo di energia termica, ε è l'efficienza dell'accumulo di energia termica ipotizzata pari a 0,9, In è l'energia termica immessa dalla SOFC, *Out* è l'energia termica ceduta all'acqua calda sanitaria utenze, EHP è la potenza nominale del riscaldatore elettrico e f(h) è la frazione di h in cui il riscaldatore elettrico è acceso. I principali dati di uscita della fase 2 sono la potenza nominale del riscaldatore elettrico, f(h), e la capacità massima di accumulo di energia termica SC_{max}.

Entrambi i sistemi (l'r-SOFC e la SOFC alimentata a GN) sono stati simulati seguendo l'approccio sopra descritto e le loro dimensioni, insieme a quelle dell'impianto fotovoltaico, sono state fissate mediante un'analisi parametrica in cui solo le soluzioni commerciali sono state considerate idonee per il progetto ComESto. Il sistema alimentato a metano funziona con una produzione di potenza di 1 kW, un rendimento pari al 63,3% e il carico minimo delle celle pari al 30%. Per quanto riguarda la simulazione r-SOFC, il software HOMER Pro[®] non include una r-SOFC; quindi, sia una SOFC alimentata a idrogeno che un elettrolizzatore sono stati inclusi nella simulazione forzando il loro funzionamento ad avvenire in tempi diversi (es. funziona durante il giorno utilizzando principalmente energia fotovoltaica e, in queste ore, la SOFC è costretta a sospendere).

L'efficienza delle SOFC alimentate a idrogeno è pari al 46,9%, inferiore rispetto alle SOFC alimentate a GN. Inoltre, in questo caso il sistema in modalità "fuel cell" dovrebbe funzionare con una produzione di potenza di 0,70 kW, mentre in modalità elettrolizzatore la potenza massima assorbita è pari a 5 kW, inclusi gli ausiliari di sistema. Il carico parziale minimo quando la cella funziona in modalità elettrolisi è del 50%. L'idrogeno prodotto dall'elettrolizzatore viene compresso e stoccato in un serbatoio di idrogeno a bassa pressione (max 30 bar). È importante sottolineare che nelle simulazioni abbiamo ipotizzato per semplicità uno switch SOFC/SOE istantaneo. Questa ipotesi non introduce distorsioni significative poiché 1) si verificano solo due commutazioni al giorno, 2) la commutazione del carico parziale può essere più veloce di 30 min, 3) il consumo e la produzione di idrogeno inferiori durante la commutazione si bilanciano parzialmente.

Entrambe le simulazioni vengono eseguite utilizzando la stessa caldaia a metano con rendimento 85,0% e lo stesso impianto fotovoltaico con potenza nominale di 10 kW, rapporto di potenza del 16,3% e con rendimento del convertitore pari al 95,0%.

2) Analisi LCA

La valutazione del ciclo di vita (LCA) è un metodo in più fasi utilizzato per la classificazione e la caratterizzazione di tutti gli input materiali ed energetici, le emissioni e i potenziali impatti



ambientali di un prodotto o processo, durante l'intero ciclo di vita, ovvero dalla sua fabbricazione, utilizzo e manutenzione, fino allo smaltimento finale, compresa l'acquisizione delle materie prime necessarie per la fabbricazione del prodotto [59,60].

L'approccio si e basato sulle guide tecniche dettagliate su come condurre LCA (secondo gli standard ISO 14.040 e 14.044) [59,60]) e sulla FCHyGuide per Fuel Cell e tecnologie di produzione di idrogeno [61].

- Definizione del "Goal&Scope"

Il "Goal&Scope" della LCA eseguita su questo sistema previsto all'interno del Progetto ComESto sono stati i seguenti:

a) Quantificare il carico ambientale associato alla produzione di un'unità da 1 kW di una cella a combustibile ad ossido solido reversibile e il suo BoP (vedi Figura 8) e confrontarlo con un sistema analogo (Figura 9), dove la cella è alimentata riformando il gas naturale.

b) Analizzare il ciclo di vita completo della nanogrid e confrontare le due soluzioni alternative: i) nanogrid con SOFC reversibile e stoccaggio di idrogeno e ii) nanogrid con SOFC alimentata con NG. Questi sistemi, nella fase d'uso, forniscono lo stesso servizio, cioè soddisfano la stessa domanda energetica dell'utenza.

- Definizione dell'Unità Funzionale (Functional Unit FU)

In uno studio LCA, l'unità funzionale (FU) fornisce un riferimento al quale vengono normalizzati gli input (risorse ed energia) e gli output (prodotti ed emissioni) e stabilisce la scala per le analisi comparative [59,60]. A seconda dello scopo dello studio LCA (es. stack o sistema SOFC), la FU può essere espressa in termini di diverse grandezze fisiche; per esempio: potenza dello stack, espressa in kW, o produzione di energia utile (elettricità o calore, espressa in kWh o MJ) in un determinato numero di anni. Per questo motivo, in studi precedenti possono essere state state considerate diverse FU: la produzione di 1 kWh o 1MWh di energia elettrica generata o erogata dal sistema, un anno di fabbisogno energetico, unità di materiale per la costruzione o semplicemente "il sistema" in studio.

Relativamente al "Goal&Scope" definito come a) nella sezione precedente, l'unità funzionale è semplicemente la produzione di 1 unità SOFC e relativo BoP. Ciò consente un confronto diretto tra i due sistemi impiegati nella nanogrid: un r-SOFC da 1 kW con accumulo di idrogeno e un SOFC alimentato a GN da 1 kW.

Invece, per quanto riguarda il Ciclo di Vita completo (Goal&Scope b) nella sezione precedente), è necessario scegliere un'unità funzionale che tenga conto delle prestazioni energetico-ambientali del sistema, in termini di energia elettrica e calore generati e utilizzati. La FC-HyGuide [61] raccomanda che sia l'elettricità che i flussi di calore siano "tradotti" in exergia. Pertanto, l'unità funzionale potrebbe essere scelta come produzione di 1 MJ di exergia (MJex).

La definizione di exergia per l'elettricità e il calore forniti in questo caso è il seguente:

 $Exdel = Eldel + \tau^*Hdel$

Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

dove Exdel rappresenta l'exergia rilasciata, Eldel la elettricità e Hdel rappresenta l'energia termica erogata,

 τ = 1-(Ta/Tm) è il fattore di Carnot, dove Ta è la temperatura ambiente e Tm la temperatura media termodinamica tra To (temperatura del calore erogato) e Tr (temperatura di mandata). In questo modo è anche possibile evitare l'allocazione tra i due coprodotti energia termica ed energia elettrica, utilizzando il "lavoro utile massimo" come unità funzionale unica. I due sistemi, analizzati e confrontati in questo studio, hanno produzioni e gestioni energetiche differenti: in termini di potenza, ore di lavoro, exergia prodotta ed energia erogata all'esterno del sistema.

Al fine di rendere omogeneo ed equo il confronto tra i sistemi, si tiene conto per la FU dell'exergia prodotta e autoconsumata per servire il fabbisogno energetico dell'utente. In altre parole, gli impatti ambientali, dovuti alla realizzazione, manutenzione ed esercizio dell'impianto lungo un anno, sono attribuiti all'exergia prodotta dal sistema di alimentazione e consumata dai carichi termici ed elettrici. In tal modo, l'unità funzionale diventa un megajoule di exergia (1 MJex) prodotta e autoconsumata dal sistema.

- Definizione dei confini del sistema (System Boundaries)

I confini del sistema del ciclo di vita includono la produzione dello stack della SOFC, la produzione del BoP, la produzione del sistema di accumulo termico, inclusa la resistenza elettrica, la manutenzione del sistema di cogenerazione SOFC e il funzionamento. Nel caso della cella a combustibile reversibile, è stato anche inventariato il sistema per lo stoccaggio dell'idrogeno.

Gli scenari di fine vita non sono presi in considerazione in questo studio. Uno studio completo del ciclo di vita di un sistema SOFC dovrebbe seguire un approccio "craddle to grave" (dalla culla alla tomba), ovvero dall'estrazione di materie prime e combustibili, alla produzione, all'uso e allo smaltimento/riciclaggio di componenti e sistemi. A seconda dell'obiettivo dello studio, è possibile escludere determinate fasi o attività, che non influiscono sull'interpretazione complessiva o inducono in errore le conclusioni che si possono trarre. Inoltre, la disponibilità dei dati è uno dei problemi più critici quando si applicano le analisi LCA e pone problemi rilevanti nella definizione dei confini del sistema per lo studio. Poiché mancano dati sullo smaltimento dei sistemi di celle a combustibile ed il presente studio è un LCA comparativo, che avrebbe un "fine vita" molto simile per i diversi sistemi, può essere considerata come un'approssimazione accettabile, per gli obiettivi dello studio, condurre un'analisi LCA *craddle to gate* (dalla culla al cancello). La Figura 10 definisce i confini del sistema di analisi LCA, in cui la nanogrid appare come il sistema esterno, scambiando energia con cogeneratore e accumulo termico. I flussi di energia fanno parte dei confini del sistema.





4.3 - Figura 10. Confini del sistema dello studio LCA: celle, accumulo di H2, accumulo termico e flussi energetici

- Analisi dell'inventario

L'inventario del ciclo di vita (LCI) comporta un inventario sistematico dell'energia in entrata e in uscita e dei flussi di materiali durante l'intero ciclo di vita. I dati, che costituiscono l'inventario utilizzato in questo lavoro, derivano principalmente dalla letteratura peer-reviewed o dai dati primari forniti dai partner del progetto ComESto. I dati utilizzati per i processi in background sono stati ottenuti (se non diversamente specificato) dal database commerciale Ecoinvent. In breve: i dati di inventario per lo stack SOFC sono ottenuti da Smith et al. [38]; i dati di inventario per la BoP delle SOFC utilizzando gas naturale (Figura 9) provengono da Lee et al. [40]; le energie di processo per lo stack di celle e la produzione di BoP sono state stimate come media dei dati recenti della letteratura [38,40,43,36,39,35,47,46]; l'inventario per l'r-SOFC BoP (Figura 8) è un mix di dati primari e stime di esperti; i dati per il sistema di accumulo termico sono dati primari forniti dal produttore del sistema; i dati dell'inventario del sistema (fase di utilizzo) sono forniti dai risultati della simulazione delle nanogrid, come descritto precedentemente nella sezione apposita. Le tabelle contenenti l'inventario completo sono riportate nell'appendice e nel repository online [58].

- Software e Metodi



La LCIA è stata eseguita tramite il software LCA SimaPro 9 ed Ecoinvent v 3.3 [62] utilizzando i metodi: ReCiPe world 2016 Midpoint H/H [63,64], il CED (Cumulative Energy Demand) 1.11 [65] e IPCC 2013 GWP 100a [66]. Per il metodo ReCiPe 2016 sono state esplorate tutte le categorie. Il secondo metodo (CED) viene applicato per indagare l'utilizzo delle fonti non rinnovabili (fossili, nucleari, biomasse da foreste primarie) e rinnovabili (biomasse da agricoltura, eolica, solare, geotermica, idrica). L'IPCC fornisce risultati in funzione dell'indicatore "Global Warming Potential", in cui tutte le emissioni sono espresse in Kg CO₂eq. L'analisi dell'incertezza è stata eseguita dall'analisi Monte Carlo inclusa anche nel software SimaPro 9.

<u>Risultati</u>

Questa sezione è composta da due sottosezioni, la prima che mostra i principali risultati della simulazione in due step della nanogrid, per il caso con l'r-SOFC e per quello con le SOFC alimentate a NG, e la seconda che riporta i risultati dell'analisi LCA di entrambi i casi.

Risultati della simulazione della nanogrid

I seguenti risultati sono stati ottenuti considerando un'operazione modulante per l'elettrolizzatore, e un'operazione a punto fisso sia per le SOFC alimentate con H₂ che per quelle alimentate a gas naturale. La Tabella 1 riporta le principali caratteristiche della cella a combustibile nei due casi simulati. Nelle SOFC alimentate a GN, il reforming a vapore del combustibile utilizzando il calore in eccesso aumenta l'efficienza elettrica rispetto alle r-SOFC alimentate con H₂. Considerando la potenza necessaria per gli ausiliari del sistema, l'efficienza elettrica dell'r-SOFC è di circa il 47% in modalità fuel cell, mentre è dell'82% in modalità elettrolizzatore. In entrambe le simulazioni, la capacità del sistema di accumulo di energia termica risultante dalla seconda fase di simulazione è di 5 kWh. Tale sistema può essere realizzato in pratica con un bollitore commerciale ad una serpentina di acqua calda sanitaria da 220 L, con temperatura dell'acqua massima e minima pari rispettivamente a 65 °C e 45 °C. Inoltre, in entrambi i casi, il serbatoio dell'acqua calda include un riscaldatore elettrico ausiliario commerciale di potenza nominale di 1,25 kW.

	Potenza assorbita (kW)	Potenza in output (kW)	Efficienza Elettrica [%]	Rapporto Calore/Potenza
Rapporto r-SOFC (modalità elettrolizzatore)	5	-	82	0
r-SOFC (modalità cella a combustibile)	-	0.7	46.9	0.36
SOFC alimentata a gas naturale	-	1	63.3	0.36

Tabella 4.3. 1 - Caratteristiche principali delle celle a combustibile simulate

La Figura 11 mostra l'energia elettrica prodotta dal fotovoltaico e dalla SOFC, il carico AC e il carico dell'elettrolizzatore, e le vendite e gli acquisti di energia elettrica in una giornata estiva. Il carico AC comprende i tipici elettrodomestici, la pompa di calore geotermica elettrica e il riscaldatore ausiliario elettrico all'interno del serbatoio dell'acqua calda. L'r-SOFC lavora in modalità elettrolizzatore per nove ore, cioè dalla 10° alla 18° ora, mentre nelle restanti ore della



giornata l'r-SOFC lavora in modalità SOFC producendo elettricità e calore. Come era prevedibile, durante l'estate l'elettrolizzatore assorbe una grande quantità di energia prodotta dall'impianto fotovoltaico. Infatti, nella giornata estiva considerata, l'elettrolizzatore può funzionare ininterrottamente a pieno carico anche per quattro ore intorno a mezzogiorno, cioè dalle 11 alle 14, cioè quando la potenza FV è sufficientemente elevata da coprire sia il carico totale in c.a. elettrolizzatore uno senza acquisti di energia elettrica dalla rete.



4.3 - Figura 11. Produzione e consumo di energia elettrica in una giornata estiva dalla simulazione r-SOFC

La Figura 12 mostra gli stessi dati della Figura 11 ma relativi ad una giornata invernale. Si può notare che in questo caso si registrano molti più acquisti rispetto alla giornata estiva e vendite quasi nulle, dovute essenzialmente alla minore durata del giorno e alla minore intensità di irraggiamento, con una minore produzione di energia fotovoltaica. I risultati sopra riportati comportano che durante le stagioni calde (primavera ed estate) si ha una produzione di H₂ maggiore rispetto a quelle fredde (autunno e inverno), e anche che, poiché il programma di funzionamento per la modalità SOFC è lo stesso durante tutto l'anno, parte dell'H₂ prodotto e immagazzinato durante le stagioni calde viene utilizzato per far funzionare l'r-SOFC come SOFC durante quella fredda.

Ciò è evidente dalla Figura 13, che mostra la variazione temporale della capacità di stoccaggio di H₂ durante l'intero anno, e quindi l'accumulo stagionale che viene realizzato per implementare la strategia di funzionamento r-SOFC adottata nel progetto CopmESto.





4.3 - Figura 12. Produzione e consumo di energia elettrica in una giornata invernale dalla simulazione r-SOFC

Ciò è evidente dalla Figure 13, che mostra la variazione temporale della capacità di stoccaggio di H₂ durante l'intero anno, e quindi l'accumulo stagionale che viene realizzato per implementare la strategia di funzionamento r-SOFC adottata nel progetto ComESto.



4.3 - Figura 13. Capacità di stoccaggio H2 durante l'intero anno



Relativamente alla simulazione SOFC alimentata a GN, Figura 14 e Figura 15 mostrano l'energia elettrica prodotta dal PV e dalla SOFC, il carico AC, e le vendite e gli acquisti di energia elettrica rispettivamente nella giornata estiva e in quella interna. Si può notare che l'assenza dell'elettrolizzatore comporta vendite di energia elettrica molto più elevate nelle ore centrali della giornata estiva. Inoltre, a differenza del caso r-SOFC, in questo caso si registrano abbondanti vendite di energia elettrica anche durante le stagioni fredde.



4.3 - Figura 14. Produzione e consumo di energia elettrica in una giornata estiva dalla simulazione SOFC alimentata a metano



4.3 - Figura 15. Produzione e consumo di energia elettrica in una giornata estiva dalla simulazione SOFC alimentata a metano



Tutti i risultati di cui sopra porterebbero alla conclusione che c'è più autoconsumo nel caso r-SOFC poiché l'elettrolizzatore e l'accumulo di H₂ consentono di spostare l'uso dell'energia FV dal giorno alla notte e anche dalle stagioni calde a quelle fredde quelli. Facendo invece riferimento alla Figura 16 che mostra la percentuale del carico totale AC coperto in ogni stagione attraverso l'autoconsumo, si può notare che la maggiore produzione di energia elettrica della SOFC alimentata a GN, dovuta principalmente al suo funzionamento continuo, determina un autoconsumo più elevato riferito al carico totale in corrente alternata (AC) su base annua.



4.3 - Figura 16. Percentuale del carico AC totale coperto attraverso l'autoconsumo di energia elettrica da PV e SOFC nelle quattro stagioni per r-SOFC(H2) e NG-fed SOFC(CH4)

Tale risultato può essere dedotto anche dalla Tabella 2 che riporta i principali risultati energetici ed economici relativi ad entrambe le simulazioni di funzionamento ad un anno. Infatti, si può notare che la percentuale di potenza FV erogata al carico AC nel caso dell'r-SOFC non è molto più alta che nel caso del gas naturale, essenzialmente a causa delle efficienze dell'r-SOFC. Inoltre, nel caso dell'r-SOFC, i vincoli pratici rappresentati dal funzionamento continuo dell'elettrolizzatore richiedono un'enorme quantità di elettricità dalla rete durante le stagioni fredde. Questo fatto porta a costi di esercizio annui molto più elevati, questi ultimi calcolati considerando un costo medio dell'energia elettrica acquistata pari a 0,21€/kWh, un prezzo medio dell'energia venduta pari a 0,1€/kWh, ed un costo medio dell'energia naturale acquistata pari a 1€/Nm³.



	r-SOFC	NG-fed SOFC	Costs/ Revenues r- SOFC	Costs/ Revenues NG- fed SOFC
Total grid sales	984 kWh	10,324 kWh	98 €	+1,032 €
Total grid purchases	17,354 kWh	8,653 kWh	-3,644€	−1,817 €
Total PV output	14,308 kWh	14,308 kWh	-	_
PV output self- consumed	96%	48%	-	_
PV output consumed by the AC load	56%	48%	-	-
Total SOFC output	3792 kWh	8738 kWh	-	-
SOFC output self- consumed	88%	60%	-	-
Total electrolyzer power input	11,675 kWh	-	-	-
Percentage electrolyzer input from PV	50%	-	-	-
Percentage of electrolyzer input from the grid	50%	-	-	-
SOFC total CH ₄ consumption	_	1,398 m ³	-	-1,398 €

Main energetic and economic results

Tabella 4.3. 2 - Principali risultati energetici ed economici

Risultati dell'analisi LCA

I primi risultati dell'analisi LCA evidenziano le differenze, in termini di carico ambientale, nella produzione dei due sistemi SOFC studiati. Ricordiamo che l'unità stack è la stessa per i due sistemi SOFC, e che le differenze tra le celle a combustibile sono dovute essenzialmente al BoP (Figura 8 e Figura 9). Successivamente vengono presentati i risultati relativi all'intero ciclo di vita. In questa fase dell'analisi, al modello LCA sono stati aggiunti l'accumulo termico, la manutenzione e la fase d'uso. Come già accennato, gli input relativi alla fase d'uso sono derivati dai risultati delle simulazioni delle nanogrid. Per quanto riguarda la fase d'uso, verrà mostrato come le differenze intrinseche nelle modalità di funzionamento tra i due sistemi SOFC influenzino non solo i risultati energetici della nanogrid, ma anche le prestazioni ambientali del sistema. Per sfruttare ulteriormente tali correlazioni, vengono valutati diversi scenari nell'ottica di un'analisi di sensitività.

¹⁾ Analisi dello stack della r-SOFC e della SOFC alimentata a NG e del BoP



Per quanto riguarda la cella e lo stack, gli inventari dei materiali sono tratti da Smith et al. [38]. Per quanto riguarda l'energia utilizzata nella fabbricazione e nell'assemblaggio dei materiali, è stata rilevata una grande variabilità nei dati riportati in letteratura. Per questo motivo l'energia utilizzata nella produzione dello stack SOFC è stata valutata come la media dei valori riportati in recenti lavori scientifici [38, 40, 43, 36, 39, 35, 47, 46]. Inoltre, la deviazione standard, risultante dai dati di letteratura, è stata utilizzata come parametro statistico per l'analisi dell'incertezza. Lo stack è lo stesso sia per l'r-SOFC che per la SOFC alimentato a NG, mentre il BoP è diverso nei due casi. In Figura 17 sono riportati i risultati per lo stack SOFC ottenuti con il metodo ReCiPe 2016 Midpoint H/H.



4.3 - Figura 17. Caratterizzazione dello stack della SOFC calcolata con il metodo ReCiPe 2016 Midpoint

La Figura 17 mostra la caratterizzazione per tutte le categorie di impatto presenti nel metodo ReCiPe 2016 Midpoint. Nelle categorie "Fine Particulate Matter Formation", "Terrestrial Acidification", "Mineral Resource Sarcity" e in tutte le categorie di tossicità, il contributo maggiore è dovuto alle interconnessioni, con un moderato contributo anche dall'anodo. Le interconnessioni sono modellate come realizzate in lega di ferro-nichel-cromo. Forti impatti ambientali sono associati a questo materiale ad alte prestazioni dell'industria metallurgica. Nel caso dell'anodo, l'elevata energia di processo e la presenza di Nichel sono i principali fattori che determinano gli impatti nelle stesse categorie. Il "Global Warming Potential" per la produzione dello stack SOFC da 1 kW è quantificato in circa 170 kg di CO₂eq. Il 64% dell'emissione totale di CO₂eq è dovuto all'energia per la lavorazione dei materiali. La Fig. 17 mostra la distribuzione delle emissioni tra i vari componenti dello stack: l'anodo rappresenta il 30,5% delle emissioni totali di CO₂, le interconnessioni il 27%, il catodo il 18%, l'elettrolita il 21% mentre l'involucro e l'assieme cella danno contributi marginali.

Per quanto riguarda la BoP dell'r-SOFC, l'inventario LCA è stato costruito secondo i dati primari, come descritto precedentemente. I componenti sono costruiti in AISI 304 o AISI 310 come specificato nell'LCI, presentato nel repository online [58]. L'unico componente del BoP costruito con un acciaio non inossidabile è il ventilatore, che è realizzato in acciaio non legato. Al modello BoP sono stati aggiunti 25 recipienti da 80 litri, che rappresentano lo stoccaggio di circa 8 kg di H₂ a



50 bar. L'essiccatore contiene 80 L di zeoliti e l'addolcitore è dotato di circa 27 kg di resina anionica. Gli input energetici per la lavorazione dei materiali e l'assemblaggio della BoP, in assenza di dati primari, sono stati stimati dalla letteratura. In particolare, nel modello LCA, si considera un apporto energetico di circa 26,7 kWh per kW di BoP. Nel caso della BoP delle SOFC alimentate a metano, lo stack da 1 kW è rimasto lo stesso, mentre la BoP è stata modificata, in funzione del diverso funzionamento (Figura 9).

La SOFC alimentata con NG comporta una reazione di reforming, in cui l'idrogeno generato viene utilizzato per la produzione di elettricità. La reazione di reforming avviene in presenza di catalizzatori e, nel caso delle SOFC, parte del reforming avviene internamente alla cella stessa, facilitata dalle alte temperature. Il peculiare funzionamento di una cella a combustibile alimentata a GN implica che la BoP preveda elementi specifici per il reforming. Dopo un'attenta valutazione della letteratura esistente, l'inventario è stato ricostruito sulle indicazioni presenti nel riferimento bibliografico Lee at al. [40]. Il BoP del modello LCA è quindi composto da combustore catalitico, reformer, coibentazione, soffianti per l'aria e combustibile, scambiatori di calore, pompa dell'acqua, sistema di recupero del calore e inverter. L'energia di processo è stata invece valutata considerando la letteratura più recente.

Per quanto riguarda l'intero CHP r-SOFC, il BoP fornisce il contributo predominante in tutte le categorie del metodo ReCiPe (vedi dettagli dell'analisi nel repository online [58]). I componenti principali responsabili del grande impatto del BoP sono l'essiccatore, il compressore, gli scambiatori di calore e il sistema di stoccaggio dell'idrogeno.

Infine, vengono confrontate le due BoP della SOFC reversibile e della SOFC alimentata a GN, utilizzando il metodo ReCiPe 2016 Midpoint. Si omette il confronto tra i due interi sistemi (ovvero lo stack più il BoP più un'elettronica di controllo), in quanto differiscono solo nei BoP. La Figura 18 mostra che l'impatto della r-SOFC BoP è molto più grande della BoP della SOFC alimentata con NG in tutte le categorie.

La SOFC alimentata con GN mostra percentuali superiori al 20% solo nelle categorie "Terrestrial acidification" (35.5%), "Fine Particulate Matter Formation" (28.8%) e "Mineral Resource Scarcity" (24.9%). Per tali categorie, la presenza di alcuni materiali, utilizzati come catalizzatori nel reformer, determina l'elevato carico ambientale. Pertanto, le operazioni minerarie, il trattamento dei rifiuti e tutti i processi connessi all'estrazione e all'utilizzo del platino e del palladio sono estremamente severi, causando il carico ambientale della SOFC BoP alimentata a GN. Può quindi sembrare strano che l'impiego di questi metalli, nel confronto tra BoP, dia un contributo apprezzabile solo in tre categorie di impatto. Le ragioni di ciò sono la quantità relativamente piccola di metalli preziosi utilizzati nel reformer e la grande quantità di materiali utilizzati nella BoP dell'r-SOFC.





Per trovare un parametro che tenga conto delle diverse quantità di materiali nei BoP, sono stati calcolati i chilogrammi utilizzati nei due BoP per kW di potenza. L'inventario utilizzato per la BoP delle SOFC alimentate a metano corrisponde ad un rapporto di circa 57 Kg/kW, mentre per la BoP della cella reversibile tale rapporto è di circa 610 Kg/kW. Questo parametro è particolarmente elevato nel caso di r-SOFC perché nella BoP è compreso anche il sistema di stoccaggio dell'idrogeno (compressore e serbatoio), che da solo rappresenta il 71% del peso totale della BoP. In parole più semplici, il SOFC BoP reversibile "pesa" molto più dell'altro caso ed è composto in gran parte da acciaio, acciai speciali e rame, che, come è noto, sono anche materiali ad alto impatto.

2) Analisi del ciclo di vita completo per il istema di cogenerazione basato su r-SOFC-based e SOFC alimentata a gas naturale

Per completare il ciclo di vita dei sistemi studiati, al modello LCA sono stati aggiunti l'accumulo termico, la manutenzione (sia della cogenerazione che dell'accumulo termico) e la fase d'uso. La fase di manutenzione considera il ciclo di vita del cogeneratore, la sostituzione di alcuni componenti nell'accumulo termico, nello stack di celle e nella BoP e la trasferta di tecnici specializzati per il servizio. La fase di utilizzo tiene conto:

a) richiesta dell'utenza - Carichi AC (carichi AC primari e resistenza ausiliaria per accumulo termico), consumo di acqua calda e carico termico



b) la produzione di energia - (produzione fotovoltaica, produzione termica ed elettrica SOFC)

c) l'energia acquistata dalla rete elettrica per soddisfare i carichi ai picchi di potenza.

Inoltre, nell'analisi del sistema dotato di r-SOFC, viene valutato l'impatto associato alla produzione di idrogeno durante la modalità elettrolizzatore. Nell'analisi del sistema con SOFC alimentate a GN, invece, vengono valutati in fase di reforming gli effetti ambientali dell'estrazione, distribuzione e utilizzo del gas naturale nella cella a combustibile. Come già specificato nella sezione metodologica, tutti gli impatti ambientali sono riferiti a 1 MJ di exergia autoconsumata dal sistema.

I risultati sulle emissioni di gas serra, ottenuti con il metodo IPCC, sono mostrati in Figura 19. I risultati sono suddivisi come emissioni calcolate nelle diverse stagioni dell'anno e confrontati tra NGfed SOFC e sistema SOFC reversibile. Le emissioni relative al sistema r-SOFC sono maggiori di quelle relative al sistema SOFC alimentato a GN per tutte e quattro le stagioni.



4.3 - Figura 19. Confronto tra sistemi SOFC alimentati a NG (NG SOFC) e SOFC reversibili (r-SOFC) con il metodo IPCC. I Kg di CO2eq sono su base stagionale. Le emissioni valutate per il reforming del GN, la prod. di H2, il servizio carichi AC e CHP + Thermal Storage

Tuttavia, è possibile notare che il divario è piuttosto ridotto nella parte più calda e soleggiata dell'anno e aumenta in autunno e inverno. A causa dell'elevata disponibilità di energia solare nelle stagioni calde, sia la produzione di H₂ che i carichi AC, serviti da r-SOFC, possono contare su una parte sostanziale dell'energia richiesta fornita dalla fonte solare rinnovabile (Figura 16). Diversamente, nelle stagioni fredde gran parte del vettore di energia elettrica, necessaria per alimentare la produzione di H₂ e i carichi in AC, deve essere prelevata dalla rete nazionale, che presenta un'elevata componente di energia elettrica prodotta da centrali termiche fossili.

Nel caso del sistema SOFC alimentato a GN si nota anche un aumento delle emissioni dalla primavera estate all'autunno inverno. Come affermato in precedenza, l'energia solare utilizzata per servire i carichi AC diminuisce nelle stagioni fredde, determinando un maggiore acquisto dalla



rete nazionale. Tuttavia, l'aumento del divario nelle emissioni per i due sistemi dalle stagioni calde a quelle fredde è una combinazione di due fattori:

i) l'energia elettrica autoconsumata è maggiore per le SOFC alimentate a GN in autunno e inverno (Figura 16), di conseguenza l'energia acquistata dalla rete è maggiore per le r-SOFC, e ii) la quantità dei gas serra emessi dal reforming del gas naturale rimane sostanzialmente la stessa per tutte le stagioni, mentre la produzione di idrogeno, alimentata dall'elettricità, è sensibile alla disponibilità di energia solare. Infatti, le emissioni per MJ prodotte dalla cella a combustibile sono evidentemente costanti per le SOFC alimentate a GN, e pari a 0,129 KgCO₂eq/MJex-sc, invece per le r-SOFC si passa da 0,178 KgCO₂eq/MJex-sc in primavera a 0,239 KgCO₂eq/MJex-sc in inverno. In altre parole, sebbene in autunno e in inverno i chilogrammi di idrogeno prodotti siano inferiori rispetto alla primavera e all'estate, la produzione di idrogeno consuma una maggiore quantità di energia proveniente dalla rete e mostra più emissioni di GHG. Infine, osserviamo le emissioni di GHG nel caso di r-SOFC, determinando praticamente il piccolo svantaggio di questo sistema in condizioni primaverili ed estive. Queste piccole differenze possono essere ulteriormente valutate mediante un'analisi dell'incertezza (vedere la sezione successiva per i dettagli). Ciò mostra che il divario esistente tra i due sistemi nelle stagioni calde non è decisivo, se si considerano gli errori e l'incertezza dei dataset. Al contrario, il gap di emissioni nelle stagioni fredde è maggiore dell'errore statistico connesso con i set di dati.

La Figura 20 mostra il confronto tra i sistemi relativi al metodo CED (Cumulative Energy Demand). Il metodo CED riflette l'utilizzo dell'energia primaria lungo il Ciclo di Vita e, inoltre, separa l'energia per quota di tipo di fonte energetica. Il CED del sistema r-SOFC è sempre maggiore del SOFC alimentato a GN; questa osservazione è una conseguenza della maggiore energia richiesta dall'r-SOFC per la produzione di idrogeno. Chiaramente il CED ha una forte dipendenza dal fabbisogno energetico della nanogrid e, come si può notare per entrambi i sistemi, mostra il valore minimo in estate, e aumenta nelle stagioni fredde, con un massimo in inverno.



4.3 - Figura 20. Confronto tra analisi CED di NG- ed SOFC e sistema SOFC reversibile

Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

Sebbene il sistema dotato di stoccaggio dell'idrogeno sia più energivoro, presenta una quota maggiore di fonti di energia rinnovabile. Infatti, mentre la SOFC alimentata a GN mostra una quota minima di rinnovabili di circa il 23% in autunno, e una quota massima di circa il 30% in estate, la quota di rinnovabili del sistema SOFC reversibile va da un minimo del 34,5% in inverno ad un massimo di 45,5% in estate. Diversamente, la quota di energia fossile è molto più alta per le SOFC alimentate con GN che per le r-SOFC.

Le SOFC alimentate con GN mostrano una quota quasi costante di energia fossile di circa il 65-70%, mentre le r-SOFC presentano un minimo del 45% in primavera e un massimo del 54% in inverno. Naturalmente, le grandi cifre rilevate per le SOFC alimentate a GN sono il risultato dell'uso diretto di una risorsa fossile, il gas naturale. I risultati evidenziati dall'analisi CED sono una diretta conseguenza della strategia per passare l'r-SOFC alla modalità elettrolizzatore durante il giorno con la maggior parte dell'esposizione solare, con l'obiettivo di convertire l'energia solare rinnovabile in idrogeno immagazzinato.

Si può anche dimostrare che l'uso nella cella a combustibile con l'idrogeno immagazzinato non ha ulteriori emissioni, o carico ambientale, del vapore acqueo nell'atmosfera. Dall'analisi CED, possiamo concludere che, in conformità con il concetto di progettazione dell'accumulo di energia dell'idrogeno, il sistema r-SOFC utilizza più energia primaria, ma fa un uso più efficiente dell'energia rinnovabile.

Per concludere il confronto tra i due sistemi studiati, in Figura 21 viene presentata la caratterizzazione con metodo ReCiPe di entrambi i sistemi.



4.3 - Figura 21. Caratterizzazione di sistemi SOFC alimentati con NG e r-SOFC con metodo ReCiPe

I dati in Figura 21 considerano il Ciclo di Vita lungo tutto l'anno. È evidente che, escludendo le categorie "Global Warming" e "Fossil Resource Scarcity", l'impatto del sistema r-SOFC è molto più grave. Le uniche categorie che mostrano impatti più ravvicinati sono quelle in cui la fase di reforming del ciclo di vita delle SOFC alimentate a metano dà un contributo elevato.



Per il "Global Warming" valgono le stesse osservazioni emerse dall'analisi IPCC, e per "Fossil Resource Scarcity" l'uso massiccio di gas naturale è all'origine dell'alta percentuale della fase di riforma in questa categoria. Notiamo inoltre che il piccolo, ma apprezzabile, contributo nelle categorie di riduzione dell'ozono e formazione di ozono proviene dalla rete di distribuzione del gas naturale, in un caso, e dalla piccola quantità di NO_x emessa durante il reforming, nell'altro caso. In categorie come "Mineral Resource Scarcity", "Human Carcinogenic Toxicity", "Human non-Carcinogenic Toxicity" e "Terrestrial Ecotoxicity" l'impatto associato alla produzione e manutenzione di CHP e di accumulo termico è piuttosto ampio, soprattutto per il sistema basato su r-SOFC. Tuttavia, dalla figura è evidente che il grande driver del carico ambientale è il soddisfacimento del fabbisogno energetico, e per il sistema r-SOFC prevede anche la produzione di idrogeno.

Da una più attenta ispezione si nota che in "Human Carcinogenic Toxicity", per l'r-SOFC è possibile notare un alto contributo del CHP, dovuto principalmente al carico ambientale delle scorie da industria siderurgica. Diversamente, la quota di cogenerazione nella categoria "Human non-Carcinogenic Toxicity" è dovuta in gran parte ai "sulphidic tailings" dei processi metallurgici, per entrambi i sistemi. Nella stessa categoria, la quota della produzione di AC Loads e H² deriva principalmente da due processi: trattamento del "sulphidic tailing" - in questo caso originato da processi industriali del rame, per fili nella rete di distribuzione elettrica - e scarti dalla produzione di celle fotovoltaiche. Questi processi hanno un impatto quasi uguale, il che significa che entrambi i vettori elettrici (fotovoltaico ed elettrico dalla rete) hanno un'importanza simile nella categoria "Human non-Carcinogenic Toxicity".

3) Analisi di sensitività

I risultati sul potenziale di riscaldamento globale e CED (Figura 19 e Figura 20) dimostrano che lo stoccaggio di energia stagionale, implementato tramite lo stoccaggio dell'idrogeno da un SOFC reversibile, è una strategia efficiente per aumentare l'uso di energia rinnovabile (solare) disponibile durante l'anno, soprattutto in alcune aree geografiche. Tuttavia, una nanogrid dotata di SOFC reversibile è in definitiva un sistema completamente elettrico, quindi la "pulizia" del vettore energia elettrica, quando proviene dalla rete nazionale, è determinante per valutare le prestazioni ambientali della nanogrid. Eventuali variazioni della produzione energetica nazionale, volte ad aumentare la quota di rinnovabili nel mix paese, ottengono sistematicamente un miglioramento delle prestazioni della nanogrid, in termini di emissioni di gas serra. Di conseguenza, è stata effettuata un'analisi di sensitività progettando uno scenario, in cui l'energia elettrica dalla rete proviene interamente dal fotovoltaico. In questo caso, la rete fotovoltaica non è costituita da impianti a bassa potenza, come quella presente già nel presente caso studio di una nanogrid costituita da una casa unifamiliari come installazione a tetto, ma è prodotta da impianti fotovoltaici ad alta potenza.

In Figura 22 sono presentate le emissioni di gas serra, calcolate con metodo IPCC, per il nuovo scenario (Full PV) per entrambi i sistemi SOFC e confrontate con lo scenario base. Per meglio sintetizzare e visualizzare i dati, i risultati sono stati aggregati in stagione calda (primavera ed estate) e fredda (autunno e inverno).





Reforming Produzione H₂ Carichi AC CHP+Accumulo Termico

4.3 - Figura 22. Emissioni di gas serra calcolati con il metodo IPCC di sistemi SOFC alimentati a GN e r-SOFC per scenari fotovoltaici di base e full PV

L'implementazione di una nanogrid completamente alimentata da energia fotovoltaica determina un effetto benefico sulle emissioni di CO₂eq. Dalla Figura 22 si evince che le emissioni diminuiscono, sia per gli impianti nelle stagioni calde che in quelle fredde. Tuttavia, l'entità di tale riduzione delle emissioni non è la stessa per SOFC e r-SOFC alimentati a GN. Nelle stagioni calde, le emissioni per il sistema r-SOFC diminuiscono del 59% nello scenario full PV, mentre per il sistema SOFC alimentato a GN si riducono solo del 26%. Lo scenario full PV provoca una riduzione delle emissioni ancora più pronunciata (68%) per il sistema r-SOFC nelle stagioni fredde, a cui corrisponde una maggiore richiesta di energia (vedi Figura 20).

La riduzione delle emissioni relative al sistema SOFC alimentato a GN nelle stagioni fredde è pari al 39%. La ragione della forte diminuzione delle emissioni di CO₂ per il sistema r-SOFC è che la nanogrid è fortemente dipendente dal vettore di energia elettrica, per quanto riguarda sia il soddisfacimento della domanda di carichi AC che il fabbisogno energetico per lo stoccaggio stagionale dell'idrogeno. Pertanto, la nanogrid basata su r-SOFC trae vantaggio dallo scenario full PV completo, a cui corrisponde un'intensità contenuta di emissioni di CO₂eq per kWh erogato. Al contrario, è possibile osservare una riduzione delle emissioni associate ai carichi AC anche per le SOFC alimentate a GN, ma le emissioni dovute alla fase di reforming rimangono chiaramente costanti nei due scenari, non diminuendo così drasticamente l'emissione totale del sistema (soprattutto nelle stagioni calde). L'effetto netto dello scenario full PV completo è di rendere l'impiego di una nanogrid basata su r-SOFC ambientalmente favorevole, diversamente dallo scenario di base, in cui la nanogrid basata su SOFC alimentata a GN dà le migliori prestazioni (soprattutto nelle stagioni fredde). Dalla caratterizzazione ReCiPe relativa allo scenario full PV completo (Repository online [58]) osserviamo che, anche in questo nuovo scenario, nella maggior parte delle categorie l'impatto della r-SOFC è maggiore rispetto alla SOFC alimentata a NG. Tuttavia, rispetto allo scenario di base, è possibile evidenziare alcuni tratti distintivi. L'incidenza del sistema alimentato a GN nel "Global Warming", come già evidenziato dall'analisi IPCC, e nella "Fossil Resource Scarcity" diventa sensibilmente peggiore del sistema r-SOFC.



Inoltre, in molte categorie di impatto il divario tra i sistemi risulta minore rispetto allo scenario di base. Ricordiamo infine che anche nell'analisi CED (dati non riportati) il *gap* tra i sistemi è ridotto. L'analisi di una nanogrid completamente alimentata da fotovoltaico ha evidenziato che c'è un miglioramento delle prestazioni ambientali per i sistemi studiati. Questo guadagno è particolarmente importante per il sistema r-SOFC perché rende meno gravi gli impatti dell'utilizzo di un sistema completamente elettrico. Tuttavia, i miglioramenti nell'eco-design dei componenti r-SOFC (es. BoP e stoccaggio dell'idrogeno) renderebbero un sistema r-SOFC non solo una valida strategia per utilizzare meglio le energie rinnovabili, ma anche un sistema favorevole per l'ambiente su un più ampio senso.

4) Analisi dell'incertezza

L'analisi Monte Carlo è stata condotta per valutare la rilevanza statistica dei risultati ottenuti nello studio LCA. L'analisi di incertezza è stata eseguita su tutte le analisi precedentemente esposte e per entrambi gli scenari di sensitività. In questa sezione vengono discussi i risultati dell'analisi IPCC sullo scenario di base. I valori di incertezza sui dati di inventario sono di tre tipologie: deviazioni standard calcolate su dati raccolti dalla letteratura, deviazioni standard già presenti nel database Ecolnvent 3 o dati senza deviazioni standard (perché dati convalidati o incertezza non definita). La percentuale di dati di input con valori di incertezza nel modello è di circa il 63%. Per valutare la rilevanza statistica nel confronto tra i sistemi SOFC alimentati a GN e r-SOFC, sono state effettuate analisi di incertezza Monte Carlo della differenza SOFC alimentati a GN – r-SOFC. In Figura 23 sono visualizzati i risultati per il metodo IPCC 100a sullo scenario di base.



Analisi dell'incertezza indicatore GWP dell'IPCC su NG SOFC / r-SOFC

È possibile osservare che in primavera e in estate la percentuale delle prove random Monte Carlo, che mostrano le emissioni della SOFC alimentata a NG maggiori delle emissioni di r-SOFC, è

^{4.3 -} Figura 23. Analisi dell'incertezza Monte Carlo eseguita sulla differenza tra i sistemi analizzati (SOFC alimentata a NG – r-SOFC) con il metodo IPCC. L'analisi di Monte Carlo è stata fatta per tutte le stagioni



sensibilmente alta e vicina al 30% (rispettivamente, 29% in primavera e 27% in estate). Per la stagione autunnale la percentuale scende al 3% e in inverno diventa trascurabile.

L'analisi statistica Monte Carlo rivela quindi che le piccole differenze in Figura 19 nelle stagioni calde non sono statisticamente decisive per valutare quale sistema è favorevole in quelle condizioni. Ricordiamo qui che avvicinarsi al 50% significa che rispondere alla domanda quale sistema funziona meglio diventa difficile. Infatti, in generale, per affermare che un caso mostra prestazioni migliori di un altro con un'elevata rilevanza statistica, il risultato dell'analisi dell'incertezza dovrebbe essere superiore al 90-95% [67]. Questo non è il caso in condizioni primaverili ed estive per le due SOFC. Al contrario, la differenza tra autunno e inverno è molto più consistente per concludere che le SOFC alimentate a GN hanno prestazioni migliori. Ulteriori dettagli sulla funzione di distribuzione dell'analisi Monte Carlo sono presentati nella Figura 24, che mostra il valore medio della funzione di distribuzione e dell'intervallo di confidenza con il limite inferiore del 2,5% delle prove Monte Carlo e il limite superiore del 97,5%.



4.3 - Figura 24. Riepilogo dei risultati della distribuzione Monte Carlo su SOFC alimentate a NG/r-SOFC

Come già notato, in primavera e in estate una grande quantità di prove mostra valori positivi, il che significa emissioni di SOFC alimentate con GN maggiori di r-SOFC, e casi con grandi valori positivi vengono rilevati con una frequenza moderata (in primavera anche più che in estate). Sebbene la funzione di distribuzione sia più ampia nelle stagioni fredde, l'intervallo del 95% rimane quasi sempre nella parte negativa del grafico (solo in autunno c'è una piccola percentuale di prove con valori positivi).

Per quanto riguarda l'analisi Monte Carlo dei risultati CED e ReCiPe sullo scenario di base, fornisce risultati simili a quelli dell'IPCC per l'utilizzo dei fossili e delle categorie "Global Warming" e "Fossil Resource Scarcity". Inoltre, evidenzia la grandissima incertezza correlata alla categoria "Water Consumption". Per quanto riguarda lo scenario full PV, l'analisi di Monte Carlo conferma che il sistema r-SOFC diventa favorevole in queste condizioni con una confidenza statistica molto elevata (vicina al 100% per tutte le stagioni). D'altra parte, l'analisi Monte Carlo sui risultati di



ReCiPe non cambia significativamente rispetto allo scenario di base, ad eccezione delle categorie "Global Warming" e "Fossil Resource Scarcity", che in questo scenario sono praticamente favorevoli al 100% al sistema r-SOFC.

In conclusione, l'analisi LCA effettuata sulla tecnologia CHP alimentata da Fuel cell SOFC con accumulo termico sviluppata all'interno del Progetto ComESto, ha portato ad i principali seguenti risultati:

• La produzione di energia elettrica molto più elevata della SOFC alimentata a GN, dovuta principalmente al suo funzionamento continuo, determina, su base annua, un autoconsumo molto più elevato nel caso delle SOFC alimentate a GN;

• Nel caso con r-SOFC, durante le stagioni fredde gran parte dell'energia elettrica necessaria per alimentare i carichi AC deve essere acquisita dalla rete esterna;

• La "pulizia" dell'energia elettrica, quando proviene dalla rete nazionale, è determinante per valutare le prestazioni ambientali della nanogrid considerata. Qualsiasi variazione della produzione energetica nazionale, finalizzata ad aumentare la quota di rinnovabili nel mix paese, ottiene sistematicamente un miglioramento delle prestazioni della nanogrid, in termini di emissioni di gas serra;

• Nell'analisi di sensitività, lo scenario in cui l'energia elettrica dalla rete proviene unicamente dal fotovoltaico rende l'impiego del sistema CHP basato su r-SOFC nella nanogrid ambientalmente favorevole in termini di emissioni di GHG, a differenza dello scenario di base, in cui la SOFC alimentata a GN dà le migliori prestazioni (soprattutto nelle stagioni fredde);

• L'analisi di Monte Carlo rivela che i risultati dell'LCA nelle stagioni calde non sono statisticamente determinanti per valutare quale sistema sia favorevole in quelle condizioni. Al contrario, la differenza tra autunno e inverno è molto più consistente per concludere che le SOFC alimentate a GN si comportano meglio con l'attuale mix energetico italiano;

• Per quanto riguarda lo scenario FV completo, l'analisi di Monte Carlo conferma che il sistema r-SOFC diventa favorevole in queste condizioni con una confidenza statistica molto elevata (vicina al 100% per tutte le stagioni).

Infine, è stato dimostrato che, nel breve periodo, le SOFC alimentate con GN presentano vantaggi economici e ambientali rispetto alle r-SOFC con stoccaggio di idrogeno. Questa tecnologia sarà particolarmente utile nella fase di transizione da un sistema energetico basato sui combustibili fossili a una società dell'energia pulita. D'altra parte, i risultati hanno anche mostrato il potenziale delle SOFC reversibili in termini di prestazioni ambientali quando l'energia rinnovabile viene utilizzata per la produzione di idrogeno. Infatti, il sistema basato su r-SOFC diventerà sempre più competitivo insieme alla diffusione della generazione distribuita di energia elettrica rinnovabile e con una maggiore quota di energia rinnovabile nel mix energetico del Paese.



Per l'inventario dettagliato si rimanda al materiale di supporto dell'articolo pubblicato sotto l'egida di ComESto:

G. Di Florio, E. G. Macchi, L. Mongibello, M. C. Baratto, R. Basosi, E. Busi, M. Caliano, V. Cigolotti, M. Testi, M. Trini. "Comparative Life Cycle Assessment of TWO Different SOFC-based Cogeneration Systems with Thermal Energy Storage Integrated into a Single-family House Nanogrid". *Applied Energy*, 285 (2021), 116378.

BIBLIOGRAFIA

References [1] Ozcan H, Dincer I. Performance evaluation of an SOFC based trigeneration system using various gaseous fuels from biomass gasification. Int J Hydrogen Energy 2015; 40:7798–807. [2] Japan Hydrogen & Fuel Cell Demonstration Project Home Page n.d. http://www.jhfc.jp/e/index.html (toegang verkry 02 Januarie 2019).

[3] Hart D, Lehner F, Jones S, Lewis J, Klippenstein M. The Fuel Cell Industry Review 2018;E4tech:2018.

[4] Nielsen ER, Prag CB. Learning points from demonstration of 1000 fuel cell based micro-CHP units-Summary of analyses from the ene.field project. Technical University of Denmark 2017.

[5] Fuel Cells and Hydrogen 2 Joint Undertaking. PACE Pathway to a Competitive European Fuel Cell micro CHP Market Programme Review Days 2018, 2018.

[6] Wang Y, Leung DYC, Xuan J, Wang H. A review on unitized regenerative fuel cell technologies, part B: Unitized regenerative alkaline fuel cell, solid oxide fuel cell, and microfluidic fuel cell. Renew Sustain Energy Rev 2016;75:775–95.

[7] G´omez SY, Hotza D. Current developments in reversible solid oxide fuel cells. Renew Sustain Energy Rev 2016;61:155–74.

[8] Barelli L, Bidini G, Cinti G, Ottaviano A. Study of SOFC-SOE transition on a RSOFC stack. Int J Hydrogen Energy 2017;42:26037–47.

[9] Milewski J, Wołowicz M, Lewandowski J. Comparison of SOE/SOFC system configurations for a peak hydrogen power plant. Int J Hydrogen Energy 2017;42: 3498–509.

[10] Giap VT, Kang S, Ahn KY. High-efficient reversible solid oxide fuel cell coupled with waste steam for distributed electrical energy storage system. Renewable Energy 2019;144:129–38.

[11] Sunku Prasad J, Muthukumar P, Desai F, Basu DN, Rahman MM. A critical review of high-temperature reversible thermochemical energy storage systems. Appl Energy 2019;254:113733. [12] Fragiacomo P, De Lorenzo G, Corigliano O. Design of an SOFC/SOE station: Experimental test campaigns. Energy Procedia 2018;148:543–50.

[13] Fragiacomo P, De Lorenzo G, Corigliano O. Intermediate temperature solid oxide fuel cell/electrolyzer towards future large-scale production. Procedia Manuf 2020; 42:259–66.

[14] Fragiacomo P, Corigliano O, De Lorenzo G. Design of an SOFC/SOE experimental station: Planning of simulation tests. Energy Procedia 2018;148:535–42.



[15] Singh B, Ghosh S, Aich S, Roy B. Low temperature solid oxide electrolytes (LT-SOE): A review. J Power Sources 2017;339:103–35.

[16] Pourbehzadi M, Niknam T, Aghaei J, Mokryani G, Shafie-khah M, Catal[~]ao JPS. Optimal operation of hybrid AC/DC microgrids under uncertainty of renewable energy resources: A comprehensive review. Int J Electr Power Energy Syst 2019; 109:139–59.

[17] Akikur RK, Saidur R, Ping HW, Ullah KR. Performance analysis of a co-generation system using solar energy and SOFC technology. Energy Convers Manage 2014;79: 415–30.

[18] Anastasiadis AG, Konstantinopoulos SA, Kondylis GP, Vokas GA, Papageorgas P. Effect of fuel cell units in economic and environmental dispatch of a Microgrid with penetration of photovoltaic and micro turbine units. Int J Hydrogen Energy 2017;42:3479–4348.

[19] Sorrentino M, Adamo A, Nappi G. Optimal Sizing of an rSOC-Based Renewable Microgrid. Energy Procedia 2019;159:237–42.

[20] Obara S, Hamanaka R, El-Sayed AG. Design methods for microgrids to address seasonal energy availability – A case study of proposed Showa Antarctic Station retrofits. Appl Energy 2019;236:711–27.

[21] Frank M, Deja R, Peters R, Blum L, Stolten D. Bypassing renewable variability with a reversible solid oxide cell plant. Appl Energy 2018;217:101–12.

[22] Sedaghati R, Shakarami MR. A novel control strategy and power management of hybrid PV/FC/SC/battery renewable power system-based grid-connected microgrid. Sustain Cities Soc 2019;44:830–43.

[23] Wu G, Lee KY, Sun L, Xue Y. Coordinated Fuzzy Logic Control Strategy for Hybrid PV Array with Fuel-Cell and Ultra-Capacitor in a Microgrid. IFAC-PapersOnLine 2017;50:5554–9.

[24] Baudoin S, Vechiu I, Camblong H, Vinassa JM, Barelli L. Sizing and control of a Solid Oxide Fuel Cell/Gas microTurbine hybrid power system using a unique inverter for rural microgrid integration. Appl Energy 2016;176:272–81.

[25] Camblong H, Baudoin S, Vechiu I, Etxeberria A. Design of a SOFC/GT/SCs hybrid power system to supply a rural isolated microgrid. Energy Convers Manage 2016; 117:12–20.

[26] AAllen S, McManus M, Staffell I. Life cycle assessment of four microgenerators: carbon footprints and payback times. Book chapter in: Domestic microgeneration: renewable and distributed energy technologies, policies and economics 2015, 299- 318.

[27] Antonucci V, Cellura M, Ferraro M, Longo S, Sofi S. Eco-profiles of innovative energy systems for domestic and residential applications. Proced. Environ. Sci., Eng. Manag. 2015;2:1–9.

[28] Rogers JG, Cooper SJG, O'Grady A, McManus MC, Howard HR, Hammond GP. An integrated assessment of options for reducing net carbon emissions from existing UK houses. Appl Energy 2015;138:108–20.

[29] Safaei A, Freire F, Antunes CH. A life cycle multi-objective economic and environmental assessment of distributed generation in buildings. Energy Convers Manage 2015;97:420–7.

[30] Nease J, Adams TA. Comparative life cycle analyses of bulk-scale coal-fueled solid oxide fuel cell power plants. Appl Energy 2015;150:161–75.

[31] Nease J, Adams TA. Life cycle analyses of bulk-scale solid oxide fuel cell power plants and comparisons to the natural gas combined cycle. Can J Chem Eng 2015; 93:1349–63.



[32] Kawajiri K, Inoue T. Cradle-to-gate greenhouse gas impact of nanoscale thin film solid oxide fuel cells considering scale effect. J Cleaner Prod 2016;12:4065–70.

[33] Lin J, Babbitt CW, Trabold TA. Life cycle assessment integrated with thermodynamic analysis of bio-fuel options for solid oxide fuel cells. Bioresour Technol 2013;128:495–504.

[34] Zhang D, Evangelisti S, Lettieri P, Papageorgiou LG. Optimal design of CHP-based micro grids: multi objective optimisation and life cycle assessment. Energy 2015; 85:181–93.

[35] Pehnt M. Life-cycle analysis of fuel cell system components, in Handbook of Fuel Cells – Fundamentals, Technology and Applications, John Wiley & Sons, 2003, 1293-1317, pp. 1293-1317, pp. 1293-1317.

[36] Karakoussis V, Brandon NP, Leach M, van der Vorst R. The environmental impact of manufacturing planar and tubular solid oxide fuel cells. Journal of Power Sources 2001;101:10–26. [37] Zhao L, Brouwer J. Life Cycle Analysis of Ceramic Anode-Supported SOFC System Manufacturing Processes. ECS Transactions 2012;42:247–63.

[38] Smith L, Ibn-Mohammed T, Yang F, Reaney IM, Sinclair DC, Koh SCL. Comparative environmental profile assessments of commercial and novel material structures for solid oxide fuel cells. Appl Energy 2019;235:1300–13.

[39] Staffell I, Ingram A, Kendall K. Energy and carbon payback times for solid oxide fuel cell based domestic CHP. International Journal of Hydrogen Energy 2012;37: 2509–23.

[40] Lee YD, Ahn KY, Morosuk T, Tsatsaronis G. Environmental impact assessment of a solid-oxide fuel-cell-based combined-heat-and-power-generation system. Energy 2015;79:455–66.

[41] Hawkes A, Staffell I, Brett D, Brandon N. Fuel cells for micro-combined heat and power generation. Energy & Environmental Science 2009;2:729–44.

[42] Brooks K, Pilli S, Makhmalbaf A, Srivastava V, Anderson D, Upton J, et al. Business Case for a Micro-Combined Heat and Power Fuel-Cell System in Commercial Applications, prep. for U. S. Department of Energy; Pacific Northwest National. Laboratory 2013.

[43] Baratto F, Diwekar M. Life cycle assessment of fuel cell-based APUs. Journal of Power Sources 2005;139:188–96.

[44] Strazza C, Del Borghi A, Costamagna P, Traverso A, Santin M. Comparative LCA of methanolfuelled SOFCs as auxiliary power systems on-board ships. Appl Energy 2010;87:1670–8.

[45] Paengjuntuek W, Boonmak J, Mungkalasiri J. Environmental assessment of integrated biomass gasification fuel cell for power generation system. Int J Environ Sci Technol 2015;6:445–50.

[46] Strazza C, Del Borghi A, Costamagna P, Traverso A, Santin M. Comparative LCA of methanolfuelled SOFCs as auxiliary power systems on-board ships. Applied Energy 2010;87:1670–8.

[47] Bicer Y, Khalid F. Life cycle environmental impact comparison of solid oxide fuel cells fueled by natural gas, hydrogen, ammonia and methanol for combined heat and power generation. Int J Hydrogen Energy 2018;45:3670–85.

[48] Mehmeti A, McPhail SJ, Pumiglia D, Carlini M. Life cycle sustainability of solid oxide fuel cells: From methodological aspects to system implications. J Power Sources 2016;325:772–85.

[49] Agostini A, Belmonte N, Masala A, Hu J, Rizzi P, Fichtner M, et al. Role of hydrogen tanks in the life cycle assessment of fuel cell-based auxiliary power units. Appl Energy 2018;215:1–12.

[50] EN ISO 6946:2007. Building components and building elements e thermal resistance and thermal transmittance e calculation method.



[51] Italian Decree n. 311/06 <www.artechint.com/attestato-energetico.pdf> (in Italian).

[52] ISO 7730:2005. Ergonomics of the thermal environment e analytical determination and interpretation of thermal comfort using calculation of the PMV and PPD indices and local thermal comfort criteria.

[53] EN 12831:2003. Heating systems in buildings e method for calculation of the design heat load.[54] Philips Lighting Manual, fifth ed., The Netherlands, 1993.

[55] Mongibello L, Bianco N, Caliano M, Graditi G. Influence of heat dumping on the operation of residential micro-CHP systems. Appl Energy 2015;160:206–20.

[56] Barbieri ES, Melino F, Morini M. Influence of the thermal energy storage on the profitability of micro CHP systems for residential building applications. Appl Energy 2012;97:714–22.

[57] Bianchi M, De Pascale A, Spina PR. Guidelines for residential micro-CHP systems design. Appl Energy 2012;97:673–85.

[58] Di Florio G, et al. Supporting Information for Comparative life cycle assessment of two different SOFC-based cogeneration systems with thermal energy storage integrated into a single-family house nanogrid 2020. https://doi.org/10.17632/ bvkvh8hrxd.1.

[59] UNI EN ISO 14040:2006. Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Reference Framework.

[60] UNI EN ISO 14044:2006. Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines.

[61] Guidance Document for Performing LCA on fuel cells 2011. Available at: http:// www.fc-hyguide.eu/guidance-document.html.

[62] Moreno Ruiz E, Valsasina L, Brunner F, Symeonidis A, FitzGerald D, Treyer K, Bourgault G, Wernet G. Documentation of changes implemented in the ecoinvent database v3.5, 2018.

[63] Huijbregts M e al.. ReCiPe 2016: A harmonized life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level Report I: Characterization. RIVM Report, 2016.

[64] Huijbregts M, Steinmann Z, Elshout P, Stam G, Verones F, Vieira M, Zijp M, Hollander A, van Zelm R. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. The Intern Journal of Life Cycle Assessment 2017;22:138–47.

[65] Frischknecht R, et al. Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods. ecoinvent report No. 3 v2.0. Swiss Center for Life Cycle Inventories, Duebendorf, 2007.

[66] Stocker T, et al. Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA, 2013.

[67] M. Goedkoop, M. Oele, J. Leijting, T. Ponsioen e E. Meijer, «Introduction to LCA with SimaPro,» PR'e, 2016.

APPENDICE I



L'analisi completa dell'inventario del ciclo di vita utilizzato per eseguire l'analisi LCA dei due sistemi CHP analizzati in questa parte del Progetto è reperibile online nel seguente repository open access: "Di Florio G, et al. Supporting Information for Comparative life cycle assessment of two different SOFC-based cogeneration systems with thermal energy storage integrated into a single-family house nanogrid 2020. <u>https://doi.org/10.17632/bvkvh8hrxd.1</u>.

I sistemi CHP sono modellati come composti da un generatore di calore ed energia (SOFC), un sistema di gestione del funzionamento (BoP per NG-SOFC, BoP+H2 Storage per r-SOFC), un'unità di controllo e un serbatoio di accumulo termico. Per tutti gli articoli, le tabelle sono organizzate in modo da includere tutti gli input e gli output di materiale ed energia, i fornitori, che sono voci di Ecoinvent o modelli interni all'azienda e le relative quantità. L'inventario dettagliato comprende:

CHP reversible SOFC

SOFC Stack

Come punto di partenza per creare l'inventario per il SOFC Stack, è stato utilizzato l'inventario presentato in [1]. L'inventario è costruito per la produzione di uno stack da 100 kW.

Nel modello del materiale anodico, il NiO (non presente nel database Ecoinvent) è stato sostituito con il Nichel, con la stessa quantità di Ni dell'ossido. La zirconia stabilizzata con Y₂O₃ (YSZ) non è presente nel database Ecoinvent. Pertanto, YSZ è stato approssimato da ZrO₂ (stessa quantità di YSZ). L'etilene vinil acetato è stato utilizzato come sostituto del PVA. Nell'inventario dello Stack SOFC, il metacrilato di metile è il legante, il glicole etilenico un plastificante e il tricloroetilene e l'etanolo sono i solventi. Per l'elettrolita, l'ossido di zirconio è stato utilizzato come proxy per l'ossido di ittrio e l'acrilato di butile come proxy per il polivinilbutirrale. L'etere etilico del glicole etilenico è un solvente per la preparazione del catodo. Dei 25.216 MWh dell'intero processo di fabbricazione, 21,694 MWh sono utilizzati per la fase di sinterizzazione dei materiali degli elettrodi.

Lanthanum Strontium Manganite

HOT WATER TANK

STEEL AISI 316L

Composizione metalli legati all'acciao: cromo 17%, nichel 12%, molibdeno 2,5%. Il mercato dell'Acciaio AISI 316L è stato modellato, mantenendo il rapporto tra i mercati RER/RoW e la produzione di Convertitori/Arco elettrico come per l'Acciaio cromo 18/8.

FERRO MOLYBDENUM

L'inventario del Ferro Molibdeno (67% Mo) è stato effettuato con l'ausilio dei dati forniti dall'IMOA (International Molybdenum Association). Gli autori desiderano ringraziare calorosamente IMOA e Four Elements Consulting LLC per il loro importante aiuto.

AUXILIARY HEATER



BoP - reversible SOFC

STEEL AISI 310L

L'inventario per l'acciaio AISI 310 è stato ottenuto partendo dagli input dell'acciaio AISI 304 e modificando il contenuto di ferronichel, nichel, ferrocromo, ferromolibdeno, ferromanganese in accordo con la composisizone delle leghe metalliche dell'acciaio AISI 310: cromo 25%, nichel 20%, manganese 1.7%, molibdeno 0.3%.

CONTROL UNIT

CHP NATURAL GAS SOFC

BoP – NATURAL GAS FUELLED SOFC

Inventario tratto da [2], si riferisce ad un BoP di un SOFC da 100 kW. Il BoP comprende un combustore catalitico, un reformer diretto esterno ed interno, scambiatori di calore, pompe, aeratore, recuperatore di calore e inverter.

Inventario reperito da: Energy 79 (2015) 455-466. L'inventario si riferisce ad un BoP per una SOFC da 100 kW, alimentata a gas naturale, con un Catalytic Combustor, un External Reformer e Direct Internal Reforming. Inoltre il BoP è provvisto di scambiatori di calore, pompe, soffiante aria, soffiante combustibile, recuperatore di calore ed inverter.

<u>CATALYST</u>

<u>Bibliografia</u>

[1] Smith L., Ibn-Mohammed T., Yang F., Reaney I.M., Sinclair D.C., Koh S.C.L. "Comparative environmental profile assessments of commercial and novel material structures for solid oxide fuel cells", Applied Energy 2019, 235, 1300–1313.

[2] Y. D. Lee, K. Y. Ahn, T. Morosuk e G. Tsatsaronis, "Environmental impact assessment of a solidoxide fuel-cell-based combined-heat-and-power-generation system", Energy vol. 79, pp. 455-466, 2015.

APPENDICE II

Confronto tra diversi tipi di boiler

Il secondo scopo di questa parte del progetto è il confronto tra due possibilità costruttive del sistema di accumulo termico (Boiler):

- Prodotto1 Boiler da 212 litri in Acciaio al Carbonio Smaltato
- Prodotto2 Boiler da 212 litri in Acciaio al Cromo 18/8



Per quanto riguarda le restanti caratteristiche dei boiler i Prodotti 1 e 2 non differiscono in alcunché. Inoltre, da qui in avanti acciaio al cromo 18/8 ed acciaio AISI 304 verranno utilizzati indifferentemente (per i dettagli su un'analisi degli acciai si rimanda all'**APPENDICE III**).

Il primo confronto, presentato in Figura 1AII, riguarda la richiesta energetica legata alla produzione dei due differenti Boiler. Il Prodotto2, ovvero in acciaio inox, richiede il 37.5% in più di energia del Prodotto1. Per entrambi i Prodotti si evidenzia una preponderante origine di tipo fossile nel CED (circa 79% per il Prodotto1, circa 76% per il Prodotto2), ironicamente il solo contributo energetico di origine fossile per il Prodotto2 risulta maggiore di tutta la CED richiesta dal Prodotto1. Per quanto riguarda le altre fonti energetiche, si nota che nel Prodotto1 segue un contributo di circa il 15% nucleare, il restante 5% circa di rinnovabili. Invece, nel Prodotto2 segue il rinnovabile idroelettrico con il 13% circa ed un 8% circa di nucleare.



Figura 1AII. Confronto con metodo CED fra Prodotto1 e Prodotto2

In Figura 2AII è presentato il confronto tramite metodo ReCiPe dei Prodotti 1 e 2. Il primo risultato da evidenziare è che in tutte le categorie di impatto, eccettuata la "Water Consumption", il Prodotto2 risulta essere più impattante. La differenza tra i due Prodotti è particolarmente elevata per categorie quali "Fine Particulate Matter Formation", "Terrestrial Ecotoxicity", "Land Use" e "Mineral Scarcity".

L'origine di tali differenze è da ricercare totalmente nei contributi delle diverse composizioni degli acciai. Per ognuna di esse la pesante eredità ambientale dell'acciaio al cromo è responsabile di tali differenze: nella "Mineral Scarcity" lo sfruttamento di risorse minerarie collegate ad altri metalli oltre al ferro, nel "Fine Particulate Matter Formation" il processo collegato alla produzione



del FerroCromo (lega utilizzata nella produzione dell'acciaio), nella "Terrestrial Ecotoxicity" alla produzione di FerroNickel e la conseguente immissione in aria di rame.

In Figura 2AII è da rilevare l'elevato contributo della resistenza ausiliaria in tutte le categorie di impatto di ecotossicità, di eutrofizzazione e nella "Terrestrial Acidification". Sia nella "Marine Ecotoxicity" che nella "Terrestrial Ecotoxicity" i contributi maggiori sono ascrivibili al processo di produzione del rame e dell'ottone, di cui è composta la resistenza elettrica. Per la ecotossicità marina (come anche in quella d'acqua dolce) l'emissione di zinco in acqua via trattamento di scarti solforosi minerari è il principale responsabile, mentre la ecotossicità terrestre è dovuta alla produzione primaria di rame e le conseguenti emissioni in aria. Invece, nella "Terrestrial Acidification" è la presenza di platino nella termocoppia che ha il contributo più alto (la produzione di rame e ottone ha un contributo leggermente più basso in questa categoria). Tra i processi collegati alla produzione del platino, le operazioni minerarie di estrazione del metallo prezioso sono quelle ad impatto maggiore. Infine, per le categorie di eutrofizzazione i responsabili dell'alto impatto sono l'emissione di fosfati (in acqua dolce) e nitrati (in mare), derivanti da diversi processi di smaltimento di residui minerari. Di conseguenza è di importanza verificare che il sensore di temperatura previsto con la resistenza ausiliaria sia effettivamente una Pt100.

Per quanto concerne il processo di Smaltatura, dalla Figura 2 All si osserva come l'unica categoria di impatto dove questo processo ha un sostanziale contributo è "Ionizing Radiation" (contributi minoritari anche in "Water Consumption", "Marine Eutrophication", "Stratospheric Ozone Depletion" e "Global Warming"). In tale categoria determinante è il contributo della produzione di energia elettrica tramite nucleare nel mix energetico europeo. Si è considerato che il processo di smaltatura avvenga in un contesto europeo, dove l'approvvigionamento energetico dipende in parte dalle centrali nucleari francesi. Si può valutare nelle prossime iterazioni l'utilizzo di un altro mix elettrico (ad es. quello nazionale), una volta individuato il luogo di produzione.

Infine, si nota come la coibentazione in poliuretano rigido dia il contributo maggiore nella categoria di impatto "Stratospheric Ozone Formation". In questo caso il rilevante contributo è causato dal processo di produzione del diisocianato. Più nello specifico, la filiera produttiva fin dall'origine, con la produzione di soluzioni di acido nitrico, passando per la produzione di nitrobenzene, di anilina, per finire con il diisocianato, contribuisce all'emissione di quantitativi di CFC11 equivalenti.




Figura 2 All. Confronto con metodo ReCiPe 2016 Midpoint per ogni categoria di impatto tra Prodotto1 e Prodotto2

APPENDICE III

In questa sezione vengono presentati ulteriori dettagli relativi alla scelta dell'acciaio di cui si compone il Boiler. Data l'importanza della scelta del materiale come parametro di eco-design, si è deciso di approfondire gli aspetti legati al differente impatto ambientale al variare della composizione dell'acciaio. Nell'analisi esposta in precedenza sono stati utilizzati due tipi di acciaio, al fine di simulare le due possibilità costruttive disponibili presso la casa costruttrice:

• l'acciaio denominato *Reinforcing Steel*, come equivalente dell'acciaio al carbonio (a cui poi è stata sottoposta una procedura di smaltatura)

• l'acciaio al cromo 18/8, per simulare un acciaio inossidabile.

Il *Reinforcing Steel* è in effetti un mix di acciaio non legato ed acciaio bassolegato. Questa scelta è stata effettuata perché tale materiale è utilizzato in altri tank presenti nel database di Ecoinvent.

L'acciaio al cromo 18/8 è in tutto assimilabile per composizione all'acciaio AISI 304. Invece, l'acciaio inossidabile utilizzato dalla azienda è l'AISI 316, che differisce nella composizione dall'AISI 304 per la presenza di un 2% circa di Molibdeno.

In ragione di tali differenze si è deciso di dirigersi verso un grado di dettaglio maggiore nella modellazione del materiale dei serbatoi.





Figura 1AIII. Caratterizzazione *Acciaio non legato, Reinforcing Steel* ed *Acciaio AISI 304* (ReCiPe 2016 Midpoint)

Come prima analisi (Figura 1 AIII) sono stati caratterizzati e confrontati tre tipologie di acciaio – *non legato, reinforcing* e *AISI 304* – con e senza il processo di hot rolling, utilizzato per la produzione di lastre sottili. Rispetto alla figura 1AIII si fanno notare le seguenti osservazioni:

- Sebbene l'Hot Rolling per acciaio al carbonio ed acciaio al cromo siano diversi, contribuiscono in misura minoritaria ed abbastanza simile

- L'acciaio non legato è meno impattante del Reinforcing Steel, che risulta essere a metà strada tra un non legato e un legato (come quello al cromo)

- Si può ottenere una maggiore precisione di analisi chiedendo all'azienda costruttrice quale acciaio al carbonio utilizza: non legato, bassolegato o altro

- L'acciaio inossidabile è chiaramente più impattante di un acciaio bassolegato o non legato. Principalmente la ragione di ciò risiede negli ulteriori metalli, nickel, cromo, etc. con la loro pesante eredità ambientale, presenti nella composizione dell'acciaio

- La simulazione dell'acciaio AISI 316 è stata effettuata incorporando nell'inventario dell'AISI 304 la relativa percentuale di molibdeno. Dopo contatti con un'associazione di metallurgia abbiamo ottenuto dati sulla produzione di ferromolibdeno, da cui estrapolare i necessari input per completare l'analisi dell'AISI 316.

Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

4.4. ANALISI ECONOMICA DI DUE SISTEMI A COGENERAZIONE BASATI SU IDROGENO, COMPRENDENTE GLI INCENTIVI ALLE COMUNITÀ ENERGETICHE E IL CALCOLO DELLE ESTERNALITÀ

La domanda globale di energia è aumentata drasticamente negli ultimi anni e le proiezioni mostrano che questa tendenza continuerà nei prossimi decenni [1].

Prima della crisi di Covid, si prevedeva che la domanda di energia crescesse del 12% tra il 2019 e il 2030. Si stima ora che la crescita in questo periodo scenda tra il 4% e il 9% (a seconda dello sviluppo della pandemia). Tuttavia, si prevede che i tassi di crescita tornino sul percorso precedente tra il 2023 e il 2025 [2].

Per quanto riguarda i settori residenziale e commerciale (settore edilizio), le tendenze demografiche e di urbanizzazione, soprattutto nei paesi non OCSE, porteranno ad aumentare il fabbisogno energetico [3]. L'AIE (Agenzia Internazionale per l'Energia) ha stimato che il settore dell'edilizia rappresenterà oltre un terzo della domanda totale di energia finale [4].

Queste previsioni potrebbero portare a maggiori emissioni e problemi ambientali anche peggiori. Infatti, tenendo conto delle emissioni indirette dalla produzione di energia a monte, il settore edile ha generato il 28% delle emissioni globali di CO₂ legate all'energia nel 2019 (10 GtCO₂) [5].

L'interessen scientifico si è quindi rivolto a tecnologie più efficienti, da implementare nel settore edile, principalmente a causa del riscaldamento globale e della crisi energetica.

I microsistemi di cogenerazione (m-CHP) sono un'alternativa adatta per la fornitura di energia negli edifici e il loro utilizzo può migliorare significativamente l'efficienza energetica, riducendo gli impatti ambientali [6].

Per quanto riguarda le numerose tecnologie disponibili come m-CHP, i sistemi di micro-CHP a celle a combustibile sono considerati una delle innovazioni più promettenti per le applicazioni residenziali e commerciali di piccole dimensioni. Un ampio utilizzo di m-CHP può aiutare la transizione dell'infrastruttura energetica verso un sistema più sostenibile. I vantaggi delle celle a combustibile (Fuel Cell, FC) sono l'elevata efficienza, la flessibilità del carburante, le basse emissioni inquinanti, le eccellenti prestazioni a carico parziale e l'assenza di problemi di rumore e vibrazioni, che li rendono una valida opzione per le applicazioni edili [6,7]. Tra le celle a combustibile, utilizzate come micro-CHP, le più comuni sono le membrane a elettrolita polimerico (PEM) che funzionano a 60–160°C e le celle a combustibile ad ossido solido (SOFC) che funzionano a 600–850 °C e sono realizzate in materiale ceramico [8].

Le celle a combustibile ad ossido solido (o SOFC) sono dispositivi di conversione elettrochimica che generano elettricità, combinando idrogeno e ossigeno e impiegano un ossido solido o una ceramica come materiale elettrolitico [9]. Le SOFC sono particolarmente efficienti nella conversione dell'idrogeno in energia elettrica [9]. Inoltre, possono essere alimentate con gas naturale ed evitare l'uso di materiale catalizzatore costoso per il reforming del metano a vapore (SMR), a causa dell'elevata temperatura di esercizio [10]. Le celle a combustibile ad ossido solido possono anche essere utilizzate come elettrolizzatore per la scissione dell'acqua e la produzione di idrogeno tramite energia elettrica (r-SOFC). In tale modalità operativa l'r-SOFC è una SOEC (Solid



Oxide Electrolysis Cell). Le SOEC sono celle elettrochimiche in grado di convertire il vapore in idrogeno e ossigeno quando viene fornito il corretto potenziale elettrico. Nelle SOEC, la reazione di formazione dell'idrogeno (HER) avviene al catodo, gli ioni di ossigeno migrano attraverso l'elettrolita verso l'anodo, dove si ricombinano con gli elettroni generando ossigeno molecolare (OER, Oxygen Evolution Reaction) [11]. Le r-SOFC mostrano efficienze maggiori, rispetto agli elettrolizzatori a bassa temperatura (PEM e alcalini), raggiungendo circa il 98% di conversione a 650 °C [9]. Tuttavia, il processo di elettrolisi dell'acqua è solitamente più costoso dei metodi SMR e il suo impatto sull'ambiente dipende dal mix energetico di ciascun paese [12]. Pertanto, l'idrogeno può essere considerato effettivamente "pulito" solo se la produzione proviene da fonti energetiche rinnovabili [12]. A questo proposito, appare altamente auspicabile l'impiego di SOFC reversibili in applicazioni domestiche, come supporto per la generazione di fonti rinnovabili.

A causa della loro capacità di utilizzare e/o produrre idrogeno, le SOFC dovrebbero svolgere un ruolo importante nella transizione energetica che l'Europa dovrà affrontare. In effetti, l'idrogeno è considerato un fattore chiave per risolvere le sfide poste dall'Unione europea, offrendo una soluzione futura con numerosi vantaggi [13]. Mentre la sostenibilità ambientale dei sistemi SOFC, basata su LCA, è ampiamente discussa in letteratura ([14] e riferimenti in essa), ci sono solo pochi studi che uniscono un'analisi ambientale completa con una economica: Strazza et al. (2015) hanno valutato un sistema SOFC da 230 kW e lo hanno confrontato con una tecnologia convenzionale, combinando sia LCA che LCC. I loro risultati sono presentati in una cassetta degli attrezzi che incorpora otto indicatori di sostenibilità per il processo decisionale e mostrano che il sistema SOFC presenta vantaggi per l'applicazione domestica. Tuttavia, il costo è risultato essere il collo di bottiglia più sensibile per l'analisi comparativa con i sistemi energetici tradizionali [7].

Nell'ultimo decennio, per far penetrare i sistemi energetici ecocompatibili nel settore residenziale, sono stati introdotti diversi incentivi dai governi. I regimi di sostegno possono essere suddivisi in due grandi categorie: sovvenzioni agli investimenti e regimi di sostegno al funzionamento [15]. Il primo gruppo prevede un contributo finanziario per l'acquisto e l'installazione della tecnologia, il secondo si riferisce alla tariffa riconosciuta per l'energia elettrica immessa in rete. Il contributo sul costo del capitale, spesso, consiste in una serie temporale uniforme di pagamenti ripartiti lungo la vita del bene.

Per quanto riguarda gli incentivi operativi, si possono individuare i seguenti schemi: il regime di supporto all'Acquisto & Rivendita (P&R) e lo scambio sul posto, Net Metering (NM). Secondo P&R, i produttori possono vendere l'energia non utilizzata in qualsiasi momento e viene contabilizzata non appena viene esportata in rete. Diversamente, lo scambio sul posto (NM) offre la possibilità di scambiare energia elettrica prodotta ed immessa in rete con energia elettrica importata dalla rete in momenti diversi. Di conseguenza, l'incentivo NM funziona come rimborso parziale della quantità di energia acquistata dalla rete. La restituzione è infatti il minimo tra il valore economico dell'energia elettrica importata e quella esportata. Lo scopo di NM è quello di aumentare la quantità di energia autoconsumata dall'utente. Infine, c'è il regime di sostegno delle tariffe incentivanti [16,17]. Si compone di due parti: una quota, che paga l'energia prodotta e immediatamente consumata (parimenti è possibile immagazzinare energia e usarla anche in un secondo momento), e una seconda quota, che paga la quantità di energia elettrica esportata in rete. Insieme alle prestazioni ambientali, è necessario valutare la fattibilità economica e gli effetti



degli incentivi per l'applicazione e la diffusione di questi sistemi in edilizia. Supponendo che le decisioni dei consumatori siano guidate principalmente dalla razionalità economica, nell'acquisizione e nell'utilizzo delle tecnologie energetiche sceglieranno il sistema più economico.

Pertanto, è fondamentale integrare l'analisi ambientale ed economica, in grado di fornire ai consumatori e ai decisori un insieme equilibrato di informazioni, per considerare i costi così come gli impatti ambientali. I risultati di una valutazione della fase di utilizzo (cioè, senza includere il costo del capitale) mostrano che i sistemi m-CHP generano emissioni significative e riduzioni dei costi (quando è incluso un meccanismo di sostegno finanziario) [18]. Tuttavia, il caso base è più redditizio su un'analisi NPV (Net Present Value) di un periodo di 15 anni, anche se la SOFC genera risparmi annuali, a causa del suo elevato costo di capitale [18]. Una valutazione finanziaria di diverse configurazioni m-CHP per la riduzione delle emissioni per un utente domestico nel Regno Unito mostra il calcolo del NPC (Net Present Cost) per 20 diverse configurazioni e le normalizza con lo scenario di base [19]. Tra le altre, sono state studiate quattro opzioni di sistema basate su celle a combustibile ad ossido solido e gli autori hanno concluso che, se sono inclusi i sussidi del governo britannico, questi sistemi sono redditizi rispetto a una caldaia a condensazione e alla rete elettrica. In Italia sono state valutate anche diverse configurazioni per una centrale su piccola scala basata su FC [20], progettando uno scenario di un cluster di 10 appartamenti. L'analisi viene eseguita attraverso due diverse strategie di controllo: la prima minimizzando i costi giornalieri, la seconda minimizzando il consumo giornaliero di energia primaria. I risultati economici sono forniti in termini di risparmio economico, riduzione del consumo di energia primaria e semplice periodo di ammortamento. Scenari riguardanti Italia, Germania e Danimarca sono simulati in Pellegrino et al. (2015) [15], in cui vengono discussi gli impatti di diversi schemi di supporto, sia sul layout tecnico e operativo sia sul prezzo al dettaglio delle unità m-CHP basate su SOFC nel settore residenziale. Utilizzando il carico degli utenti di famiglie numerose nonché il carico degli utenti medi, si ottengono i prezzi al dettaglio che producono un periodo di ammortamento di cinque anni per ciascuna configurazione. Viene inoltre riportato un modello di ottimizzazione che utilizza la Programmazione non lineare intera mista (MILP) per un sistema m-CHP basato su SOFC di un ospedale a Shanghai [6]: i risultati indicano minori impatti ambientali e minori costi in termini di costi livellati di elettricità (LCOE), rispetto al sistema energetico convenzionale.

Inoltre, negli ultimi anni sono stati condotti molti studi con l'obiettivo di esplorare la flessibilità delle FC, abbinandole a vari sistemi di produzione di energia rinnovabile. Diversi modelli di ottimizzazione sono utilizzati per i sistemi ibridi on-grid [21-27] e off-grid [28-32].

In Sorace et al. (2017) [33] vengono eseguiti il calcolo del VAN dei sistemi, comprese le proiezioni per tre diversi scenari (attuale, breve e lungo termine) e confrontati con il caso base. Entrambi i sistemi mostrano PBT (payback time) inferiore a tre anni per ogni scenario temporale.

Come precedentemente dettagliato, la maggior parte degli studi economici su semplici sistemi m-CHP (cioè non ibridi) sono focalizzati sull'ottimizzazione delle dimensioni e sul risparmio di carbonio, mentre ci sono alcune valutazioni di sostenibilità economica e ambientale completamente integrate. Inoltre, la maggior parte degli studi per i sistemi m-CHP residenziali, che combinano SOFC con fonti di energia rinnovabile (es. Hybrid-CHP), si basano principalmente sull'ottimizzazione, il dimensionamento, le tecniche operative e l'analisi dei costi sono valutati di conseguenza [21]. Indipendentemente da ciò, alla maggior parte di loro manca un'analisi LCA



integrata e dettagliata. Lo scopo dello studio applicato a questo progetto è quello di integrare una precedente valutazione LCA di un sistema m-CHP ibrido FC/PV effettuata all'interno del progetto ComESto, con un'analisi economica dettagliata.

Gli indicatori finanziari (NPC, PBT) vengono utilizzati per studiare due diversi investimenti: SOFC reversibile (r-SOFC) e SOFC a gas naturale (ng-SOFC) rispetto a uno scenario di base, utilizzando un approccio prospettico dell'utente. Inoltre, vengono analizzati e applicati due scenari di incentivazione alternativi. Infine, per un LCC completo, gli impatti ambientali sono monetizzati con l'obiettivo di internalizzare (considerarli come un costo diretto) le esternalità (costi ambientali). L'obiettivo del presente studio è valutare la redditività economica di due microcogeneratori basati su SOFC per edifici residenziali, considerando diversi scenari di incentivazione. Un accento particolare viene dato per capire se il nuovo quadro di incentivazione italiano, volto a stimolare la crescita dei gruppi di autoconsumatori e delle comunità energetiche, favorisce l'impiego di r-SOFC, come tecnologia per lo stoccaggio dell'energia. Come parte integrante degli obiettivi dello studio, vi è la valutazione delle esternalità dovute al funzionamento dei sistemi.

METODI UTILIZZATI

Il caso studio considera il soddisfacimento del fabbisogno di energia termica ed elettrica, derivante da una casa di otto vani, di 200,0 m² di superficie calpestabile e di altezza netta pari a 3,0 m, situata nella zona climatica italiana E, a Milano.

La domanda termica ed elettrica annua è stata ricavata da [14]. Qui, la domanda energetica della casa è stata stimata mediante simulazione con il software TRNSYS. La Tabella 1 fornisce i dati relativi al caso studio.

Area della superficie e a	Area della superficie e altezza		
Numero di occupanti	Numero di occupanti		
Zona Climatica		E (Milano, Italia)	
Richiesta annuale d	i energia	7260 kWb	
termica (kWh/year)		7280 RWII	
Richiesta annuale d	i energia	12 640 kWb	
elettrica		15,040 KWII	

Tabella 4.4. 1 - Dati caso studio

La domanda di energia elettrica viene costruita su base oraria, considerando il numero degli occupanti, l'utilizzo degli elettrodomestici e dell'impianto di illuminazione. I carichi elettrici relativi agli elettrodomestici e agli impianti di illuminazione sono programmati diversamente per i giorni feriali e per i giorni festivi.

La domanda termica oraria per il riscaldamento e il raffreddamento degli ambienti viene calcolata assumendo un giorno della settimana, un giorno del fine settimana e un giorno di punta per ogni mese.



Nel calcolo è inclusa anche la domanda oraria di acqua calda sanitaria, ma si presume che sia costante per ogni giorno dell'anno. Ulteriori informazioni sono disponibili in [14].

Sono stati sviluppati due diversi layout connessi alla rete con lo scopo di soddisfare il fabbisogno energetico dell'utente. Inoltre, viene affrontato anche uno scenario base per una valutazione completa dell'investimento da una prospettiva privata (ad esempio, dal proprietario della casa).

Il primo layout prevede: un impianto fotovoltaico a piastra piana (PV), un r-SOFC con relativo BoP (Balance of Plant), un serbatoio per lo stoccaggio dell'idrogeno, un sistema di accumulo dell'energia termica (TES), un DC bus e un sistema di gestione della nanogrid (NMS).

In questo schema le fonti energetiche sono rappresentate dalla r-SOFC, dal fotovoltaico e dalla rete esterna.

L'r-SOFC può funzionare come una cella a combustibile standard e, in alternativa, come una cella di elettrolisi [21]. L'idrogeno prodotto viene stoccato in appositi recipienti e utilizzato quando la cella a combustibile funziona in modalità standard, producendo elettricità e calore. La potenza termica generata viene immagazzinata in un serbatoio di acqua calda, comprensivo di un riscaldatore elettrico ausiliario. In Di Florio et al. (2021) [14] Il funzionamento del sistema è stato simulato, su base oraria per un anno, seguendo una procedura in due fasi ei principali risultati della simulazione sono riportati nella Tabella 2.

L'r-SOFC funziona con una potenza di 0,70 kW e la sua efficienza totale è pari al 46,9 %, mentre in modalità elettrolizzatore la sua potenza massima è di 5 kW.

Il secondo layout consiste in un ng-SOFC e il suo BoP. Gli altri componenti sono gli stessi del layout precedente (es. PV, NMS, TES, DC bus).

I risultati della simulazione sono ottenuti eseguendo la stessa procedura, ipotizzando il funzionamento continuo della SOFC, e sono riassunti nella Tabella 2.

L'impianto alimentato a metano funziona con una potenza di 1 kW ed un rendimento pari al 63,3%.

Caratteristiche de	l caso studio	r-SOFC Sistema	ng-SOFC Sistema	Caso Base
	AC Primary Load	13,640 kWh	13,640 kWh	13,640 kWh
Domanda Termica ed Elettrica	Auxiliary electric	8621 kWh	6591 kWh	-
	Thermal Load	-	-	7260 kWh
	Electrolyser input	11675 kWh	-	-
	PV	14,308 kWh	14,308 kWh	-
Fonti	Grid	17,354 kWh 8653 kWh		13,640 kWh
	SOFC	3792 kWh	8738 kWh	-
	Natural gas	-	1398 m ³	865 m ³

 Tabella 4.4.
 2 - Richiesta e produzione energetica da [14]



Oltre a questi layout viene definito uno scenario di base, ovvero quello "senza" l'investimento. In questo scenario l'elettricità è fornita dalla rete e il calore è fornito da una caldaia tradizionale alimentata a gas naturale. Dai dati annuali della Tabella 2 è possibile definire un parametro di prestazione energetica (EPI) per l'abitazione, per misurare il risparmio energetico correlato ai sistemi di microcogenerazione basati su SOFC. L'EPI è calcolato come rapporto tra il consumo energetico annuo del sistema analizzato e il consumo energetico del caso base, che è il riferimento. Il consumo di energia può avvenire tramite energia elettrica, fornita dalla rete nazionale, e/o gas naturale. Entrambi i vettori energetici sono stati inclusi in un'unica EPI, aggiungendo all'elettricità il contenuto energetico del gas naturale consumato. Pertanto, l'EPI è definito come:

$$EPI = \frac{(E_{grid} + E_{NG})_{system}}{(E_{grid} + E_{NG})_{baseline}}$$
(1)

con E_{grid} l'energia elettrica e E_{NG} l'energia del gas naturale. I risultati mostrano che $EPI^{r-SOFC} = 0.830$ and $EPI^{ng-SOFC} = 0.832$. Sebbene entrambi i sistemi abbiano EPI molto simili, il modo in cui si ottiene tale risultato è diverso: il sistema r-SOFC ha un maggiore consumo di elettricità, ma elimina completamente il gas naturale (vedi Tabella 2), mentre ng-SOFC utilizza più gas naturale rispetto al caso base, ma è necessaria molta meno elettricità dalla rete (tabella 2). Tuttavia, il comportamento complessivo è molto vicino per i due micro-CHP e corrisponde a un risparmio energetico netto di circa il 17%.

ANALISI ECONOMICA

L'analisi economica viene eseguita dal punto di vista del proprietario della casa. I sistemi alternativi vengono valutati e confrontati utilizzando due diversi indicatori: NPV(Net Present Value) e PBT.

Poiché gli impianti forniscono un servizio piuttosto che un prodotto, è probabile che il VAN sia negativo, quindi vengono considerati come costo attuale netto (NPC). NPC è definito come il valore effettivo di tutti i flussi di cassa coinvolti in un investimento. È un indice dei costi di durata utilizzato per confrontare gli investimenti alternativi tra loro e al caso base (senza investimento). È definito come segue:

$$NPC = C_0 + \sum_{k=1}^n \frac{C_k}{(1+r)^k} - \frac{RV_n}{(1+r)^n} (\mathbf{\xi})$$
(2)

dove C₀ è il costo del capitale (acquisto e installazione dei componenti) (€).

C_k è il flusso di cassa al k-esimo anno di vita del sistema (€).

RV_n è il valore residuo dei componenti all'anno n (ultimo anno) (€).

n è il lifetime del sistema (si presume che sia 10 anni per i nostri sistemi).

r è il tasso di sconto, assunto pari al 3% nel nostro caso.

Il Payback Time è definito come il tempo di ricavo necessario per coprire i costi di capitale e di manutenzione (PBT è uguale al reciproco di un altro indicatore ampiamente utilizzato, Return on Investment, ROI). La sua formula generale è:



$$PBT = \frac{c_0}{s} \text{ (years)} \tag{3}$$

dove C_0 è il costo del capitale (acquisto e istallazione dei componenti) (\in). S è il risparmio medio annuale rispetto al caso base (\in).

Il flusso di cassa annuale (C_k) relativo agli investimenti (Equazione (2)) è diviso in: C_{up} : costi della fase d'uso

I: ritorno dagli incentivi sulla produzione elettrica prodotta e/o venduta alla grid

$$C_k = C_{up} - I(\mathbf{\epsilon}) \tag{4}$$

Il termine C_{up} è calcolato come segue:

$$C_{up} = C_{ee} + C_{ng} + C_{OeM} (\epsilon)$$
(5)

dove:

C_{ng} è il costo annuo del gas naturale (€),

 C_{ee} è il costo annuo dell'energia elettrica acquistata dalla rete (€) e

C_{OeM} è il costo di esercizio e manutenzione (€).

Il termine I si riferisce al denaro ricevuto dal proprietario della casa per la produzione di energia. Viene valutato secondo due diversi scenari di incentivazione disponibili in Italia e descritti in seguito.

La durata del progetto è di 10 anni, pari alla durata delle celle a combustibile, quindi non sono necessarie sostituzioni in questo orizzonte temporale.

Il valore residuo (RV_n) nell'equazione (2) è il valore rimanente in un componente del sistema di alimentazione alla fine della finestra temporale. Viene calcolato assumendo l'ammortamento lineare sul costo del capitale.

Ad esempio, per quanto riguarda l'impianto fotovoltaico:

$$RV_{n,pv} = (PV_{lt} - n) \times \frac{c_{pv}}{PV_{lt}} (\epsilon)$$
(6)

dove n è il time frame analysis, PV_{lt} è la durata del fotovoltaico e C_{pv} è il costo del capitale (€).

COST OF CAPITAL: INVENTARIO

Il costo del capitale si riferisce all'acquisto e all'installazione dei principali componenti: fotovoltaico, celle a combustibile, caldaia e serbatoi per l'H₂. I dati sono stati forniti da aziende partner di ComESto. Quando i dati primari non erano disponibili, sono stati selezionati da studi di letteratura. Tutti i costi sono riportati in EUR2020.



Il sistema di pannelli fotovoltaici ha una potenza di 10 kW. Analizzando recenti studi sui sistemi fotovoltaici domestici [34,35] si stima un prezzo di 2270 EUR/kW.

Per quanto riguarda l'r-SOFC, i dati primari sui costi sono stati forniti dal centro di ricerca Fondazione Bruno Kessler (FBK). Partendo dai dati di fabbrica, FBK ha stimato il costo di produzione di r-SOFC su larga scala, utilizzando il Cumulative Average Model di Wright. Il prezzo dell'r-SOFC, inclusi BoP e installazione, si riduce del 10% ogni volta che la produzione viene raddoppiata. E' stato scelto per questa analisi un valore di 12.000 euro, raggiunto per una produzione in serie di 16.000 pezzi (scenario ottimistico).

Per quanto riguarda la ng-SOFC, gli indicatori chiave di prestazione delle celle a combustibile per applicazioni stazionarie (edilizia residenziale e commerciale) sono pubblicati in [13]. I dati provengono dal MAWP (Multi Annual Work Plan) della FCH2-JU Fuel Cell and Hydrogen Joint Undertaking). Il prezzo indicato per una SOFC (potenza <5 kW) è di 10.000 EUR/kW. I costi di capitale si basano su un volume di produzione di 100 MW/anno per una singola azienda e su un ciclo di vita di 10 anni del sistema in funzionamento in regime stazionario. In questa analisi il saldo dei componenti dell'impianto è incluso nel costo di capitale di 10.000 EUR/kW.

Il costo del sistema di accumulo dell'energia termica, costituito da un serbatoio di acqua calda commerciale a serpentina comprensivo di un riscaldatore elettrico ausiliario, è ottenuto dalla società Boilernova (Italia).

Il layout r-SOFC prevede un sistema di stoccaggio dell'idrogeno composto da 25 serbatoi da 80 litri ciascuno, contenenti circa 8 Kg di H₂. Uno studio recente di Duman et al. (2018) [32] suggerisce un costo di capitale per il sistema di stoccaggio dell'idrogeno di circa 500 USD/kg. In questo studio il costo totale ammonta a 3600 EUR (cioè 450 € per kg di idrogeno immagazzinato) ed è coerente con altri dati della revisione della letteratura [36].

FASE D'USO

Componenti	Prezzo	OeM	Lifetime	Fonte
PV (10 kW)	22,700€	1%	25	[3,37]
ng-SOFC (1 kW)	10,000€	1%	10	[13]
r-SOFC (0.7 kW)	12,000€	1%	10	Primary data
Tank 200 Lt	600€	-	15	Primary data
H2 storage (25 vessels, 80 Lt) 30 bar	3600€	-	20	[32]

I costi della fase d'uso sono suddivisi in costi energetici (elettricità dalla rete e gas naturale) e costi di esercizio e manutenzione (Tabella 3).

Tabella 4.4. 3 - Costi dei componenti inclusi durata e manutenzione

ELETTRICITA' E GAS NATURALE



I prezzi dell'energia sono forniti dall'Autorità per le Reti dell'Energia e l'Ambiente [38]. Il prezzo dell'energia elettrica è composto da materia prima, costo del trasporto e altri oneri.

Il costo annuo dell'elettricità (C_{ee} nell'equazione (5)) viene calcolato utilizzando questa formula:

 $C_{ee} = \sum_{j=1}^{4} \sum_{i=1}^{2} \sum_{h=1}^{24} E_{j,i,h}(P_{j,i,h} + T + 0) (\pounds) (7)$

dove:

j è il trimestre, i è lo slot e h sono le ore.

E è l'energia elettrica acquistata dalla rete (kWh),

P è il suo prezzo (EUR/kWh),

T è il costo di trasporto e gestione (€/kWh), e

O è la componente "altri oneri" (EUR/kWh).

Come mostrato nell'equazione (7), i componenti T e O sono costanti. Al costo finale dell'energia elettrica va aggiunta l'IVA del 10%.

Secondo [38], il prezzo del gas naturale varia in funzione della quota di consumo, del trimestre e della regione di riferimento. In questo studio, il prezzo considerato si riferisce specificamente alla regione geografica in cui si trova la casa. Per la scelta della tariffa si considerano l'Area Nord-Est (comprende Milano) e una quota di consumo compresa tra 481 e 1560 kWh.

Viene aggiunto un costo fisso di 100 EUR/anno come indicato da ARERA [38] insieme al 10% di IVA.

L'equazione per calcolare il prezzo annuo del gas naturale è:

$$C_{ng} = \sum_{j=1}^{4} G_j \times (P_j + T_j + O_j) + C_f \quad (\pounds)$$
 (8)

dove j è il trimestre. G si riferisce al gas naturale acquistato (m³), P è il suo prezzo (EUR/m³), T e O sono costi accessori (EUR/m³) e dipendono dai trimestri diversamente da quelli elettrici, infine C_f è il costo fisso (EUR).

L'analisi economica è condotta su un orizzonte temporale di 10 anni. Pertanto, il prezzo dell'energia deve essere proiettato anche per questo orizzonte temporale. Il prezzo dell'energia è generalmente difficile da prevedere perché è ampiamente volatile [15]. Proiezioni recenti indicano un aumento del prezzo dell'energia dovuto a diversi fattori [33,39–41]. Per quanto riguarda l'energia elettrica, l'aumento è dovuto principalmente al costo del capitale e alle componenti di costo influenzate dal governo, come le tasse sui combustibili e i pagamenti ETS (sistema di scambio di quote di emissione) [39].

Dopo il 2020, anche i prezzi del gas naturale dovrebbero crescere costantemente. Questo aumento è determinato dall'elevata crescita del consumo di gas naturale nei paesi in via di sviluppo e dal costante aumento dei prezzi internazionali del petrolio [40].

Nel presente studio l'aumento di energia costante viene applicato alla componente "materia prima" (cioè, P nelle equazioni (7) e (8)) del prezzo dell'elettricità e del gas naturale, assumendo che i costi di trasporto e gli altri oneri rimangano invariati. Tra il 2020-2030, si ipotizza un tasso di



aumento dello 0,8 %/anno per il prezzo dell'elettricità come indicato per il settore delle famiglie [40].

Il tasso di incremento del prezzo del gas naturale è invece fissato all'1% annuo. Studi precedenti [33,39] considerano un tasso di aumento dei prezzi dell'energia più elevato rispetto a quello qui calcolato.

INCENTIVI SULL'ENERGIA ELETTRICA CEDUTA ALLA RETE (I DELL'EQUAZIONE (4))

Per semplicità non verranno considerati gli incentivi per l'acquisto e l'installazione delle tecnologie. Il contributo sul costo del capitale, spesso, consiste in una serie temporale uniforme di pagamenti ripartiti lungo la vita del bene. In Italia, la politica di efficienza energetica prevede un ritorno, in percentuale compresa tra il 50% e il 110% dell'investimento da corrispondere in almeno 10 annualità.

Questo studio si è concentrato su due diversi schemi di supporto operativo relativi all'energia elettrica prodotta ed esportata in rete: (a) lo scambio sul posto e (b) i gruppi di self-consumer e le comunità energetiche.

a) Sistema di scambio sul posto

I termini tecnico-economici relativi a questo primo schema sono definiti da [42].

Questo incentivo consiste in due diversi compensi. Una compensazione è definita utilizzando la seguente formula:

 $C_{S} = \min \left[O_{E}; C_{EI} \right] + CU_{sf} \times E_{S} \left(\in \right)$ (9)

L'altra dalla seguente:

$$L = \max [0; C_{EI} - O_{E}] (\pounds)$$
 (10)

In tali equazioni:

$$O_E = \sum_{m=1}^{12} \sum_{fi=1}^{3} E_{Pr,m}(fi) \times PUN_{m,(fi)}$$
 è il valore economico dell'energia elettrica

acquistata dalla rete (€).

$$C_{EI} = \sum_{m=1}^{12} \sum_{fi=1}^{3} E_{I,m}(fi) \times P_{z,h}$$
 è il valore economico dell'energia elettrica immessa

in rete (EUR).

Es = min [*E_i*; *E_{Pr}] è il minimo tra la quantità di energia elettrica acquistata e la*

quantità di energia elettrica immessa in rete (kWh).



*CU*_{sf} (nell'equazione (9)) è un indice di prezzo fisso, che rappresenta i costi accessori evitati accessori, grazie alla produzione di elettricità da parte dei proprietari di abitazione (EUR/kWh).

I valori economici dell'energia elettrica (O_E ; C_{EI}) sono calcolati considerando tariffe diverse, rispetto all'ora (fi) e al mese (m) di erogazione dell'energia elettrica. I costi sono differenziati per il prezzo del componente più alto (PUN) per O_E rispetto a C_{EI} (P_z). Pertanto, all'energia prodotta e immessa in rete viene assegnato un prezzo inferiore rispetto all'energia elettrica acquistata. P_z è previsto per dieci anni seguendo lo stesso tasso di incremento dell'energia elettrica. I flussi energetici relativi agli scenari di Scambio sul Posto (NM) sono descritti nella Tabella 4.

	r-SOFC	ng-SOFC
PV output consumed by the AC load	8012 kWh (56% of PV output)	6868 kWh (48% of PV output)
PV output consumed by the electrolyser	5837 kWh (41% of PV output)	-
SOFC output self-consumed	3336 kWh (88% of SOFC output)	5242 kWh (60% of SOFC output)
Total Grid Sales (E ₁)	984 kWh	10,324 kWh
Grid Purchase (<i>E_{Pr}</i>)	17,354 kWh	8653 kWh

Tabella 4.4. 4 - Flussi energetici negli scenari NM

b) Gruppi di self-consumer e comunità energetiche

Recentemente in Italia sono state introdotte modalità e condizioni per la creazione di gruppi di autoconsumatori e di comunità che producono energia rinnovabile [43]. Si avvia così la sperimentazione di un quadro normativo, volto a stimolare i consumatori finali ei produttori di energia a "condividere" l'energia elettrica prodotta localmente dai nuovi impianti rinnovabili di piccola scala.

In questo studio uno scenario assume che l'utente (proprietario di casa) sia un autoconsumatore di energia rinnovabile, cioè qualcuno che produce energia elettrica rinnovabile che soddisfa la sua domanda e che immagazzina l'energia prodotta o la vende a un altro autoconsumatore. Un gruppo di autoconsumatori è un insieme di almeno due autoconsumatori, che agiscono congiuntamente. La Direttiva Europea sulle Energie Rinnovabili del 2009 (REDII), rivista nel 2018 [44], mira ad aumentare la quota di energia rinnovabile consumata nell'Unione Europea. Gli articoli 21 e 22 della Direttiva UE 2018/2001 [44] danno una definizione di gruppo di autoconsumatori e comunità di energie rinnovabili e introducono il quadro principale per determinare gli incentivi per i consumatori, che gli Stati membri dovrebbero attuare. Un gruppo di autoconsumatori di energia rinnovabile, che agiscono



collettivamente e vivono nello stesso edificio o condominio, mentre una comunità energetica è definita come l'associazione di membri e azionisti, tutti collocati nelle vicinanze di alcuni impianti di produzione di energia rinnovabile, di proprietà della stessa comunità energetica. I membri di una comunità energetica possono essere clienti finali, piccole e medie imprese (PMI) ed enti locali. In Italia, l'attuazione di questi articoli della Direttiva Europea 2018/2001 è introdotta con la legge [43] e le linee guida [42]. Gli incentivi economici saranno ricompensati per un periodo di 20 anni, con una tariffa incentivante per l'energia condivisa di 100 EUR/MWh per i gruppi di autoconsumatori (110 EUR/MWh per le comunità energetiche) [42]. Il sistema di incentivazione è rivolto ai nuovi sistemi di alimentazione da fonti rinnovabili con una potenza massima di 200 kW. Le linee guida [42] specificano anche come calcolare l'energia condivisa, il coefficiente unitario (cEUR/kWh) per l'energia autoconsumata e quando i premi possono essere combinati con altri incentivi. In sostanza, il quadro degli incentivi è in una fase pilota [43] e sono previste anche procedure di monitoraggio [42,43].

ARERA [42] ha definito gli aspetti economici relativi ad un gruppo di autoconsumatori di energia rinnovabile che agiscono collettivamente.

L'incentivo prevede tre componenti come segue:

$$C_{ac} = CU_{Af} \times E_{AC} + \sum_{h} (E_{ACh} \times C_{PRh} \times P_{zh}) \quad (\pounds)$$
(11)

$$I_{AC} = TP_{AC} \times E_{AC} \quad (\pounds) \tag{12}$$

$$R_{AC} = P_z \times E_I \ (\mathbf{\xi}) \tag{13}$$

dove CU_{Af} è l'indice del prezzo fisso che rappresenta l'evitamento dei costi accessori grazie alla condivisione dell'energia elettrica (EUR/kWh), E_{AC} è l'energia elettrica condivisa su base oraria dal gruppo degli autoconsumatori (kWh), C_{pr} è un coefficiente che rappresenta le perdite evitate di rete elettrica e P_z è la tariffa oraria zonale (EUR), TP_{AC} è il premio incentivante sull'energia elettrica condivisa (EUR/kWh), E_l è l'energia prodotta ed esportata (kWh) e P_z è la tariffa di esportazione pagata per l'energia prodotta (EUR/kWh).

Questo meccanismo è simile al FIT (Feed-In-Tariff), introdotto nel Regno Unito. La tariffa P_Z è riconosciuta per tutta l'energia elettrica prodotta dal Gruppo Autoconsumatori (E₁) mentre l'incentivo (TP_{AC}) è applicato alla parte di energia prodotta che viene autoconsumata istantaneamente e calcolata su base oraria (cioè il minimo tra energia prodotta ed energia acquistata a qualsiasi ora). Per valutare la fattibilità economica è necessario definire la configurazione, dove la casa fa parte di un gruppo di autoconsumatori. In tale schema, la generazione di energia (FV) è posta a fronte di un contatore di scambio con la rete pubblica ("in front of the meter"). Tutti gli utenti della comunità, come il caso studiato, sono posti dietro questo contatore di scambio ("behind the meter"). Per quanto riguarda i sistemi SOFC, si è scelto di analizzare la possibilità di installare le celle a combustibile nello stesso ramo dell'impianto fotovoltaico - davanti al contatore di scambio - o insieme agli apparecchi dell'utente - dietro il contatore di scambio.

Pertanto, la valutazione economica è stata valutata considerando quattro possibili configurazioni:

- casa dotata di r-SOFC (i) "in front of the meter" (FTM) (Figura 1A) o (ii) "behind the meter" (BTM) (Figura 1B)

- casa fornita ng-SOFC (iii) "in front of the meter" (FTM) (Figura 1A) o (iv) "behind the meter" (BTM) (Figura 1B)

I flussi energetici per il modello economico (E_{Pr} , E_I e E_{AC}) sono influenzati dalla configurazione del layout e sono mostrati nella Tabella 5.

	r-SOFC FTM (i)	r-SOFC BTM (ii)	ng-SOFC FTM (iii)	ng-SOFC BTM (iv)
Total Electric Energy Purchased (E _{Pr})	24,546 kWh	31,029 kWh	22,262 kWh	14,357 kWh
Total Electric Energy fed into the grid (Eı)	8395 kWh	14,687 kWh	23,046 kWh	15,141 kWh
Total Electric energy self- consumed (E _{AC})	6991 kWh	13,089 kWh	12,982 kWh	5312 kWh

Tabella 4.4. 5 - Flussi energetici relativi a scenari di gruppi di autoconsumatori



4.4 - Figura 1. . (A) Configurazione con le celle a combustibile "in front of the meter" (i-iii). (B) Configurazione di installazione della cella a combustibile "behind the meter" (ii-iv)

Nella Figura 1A l'output del FV della configurazione (i) è parzialmente utilizzato come ingresso di energia dell'elettrolizzatore. La parte restante della produzione di energia FV viene esportata nella rete così come la produzione totale di r-SOFC. L'energia acquistata dalla rete è la somma del



carico CA totale (+ resistenza elettrica ausiliaria) e l'energia rimanente assorbita (parte è coperta da fotovoltaico) necessaria all'elettrolizzatore. Per quanto riguarda l'altra configurazione (iii) l'energia esportata in rete è ottenuta sommando la potenza FV totale e la potenza ng-SOFC totale, mentre il carico AC (+ resistenza elettrica ausiliaria) è totalmente coperto dall'energia elettrica acquistata dalla rete.

Nella Figura 1B, quando l'r-SOFC è installato "behind the meter" (cioè la configurazione ii), l'energia totale assorbita dall'elettrolizzatore viene prelevata dalla rete e l'uscita FV totale viene immessa nella rete. Il carico AC (+ resistenza elettrica ausiliaria) è parzialmente coperto dall'uscita r-SOFC, e la restante parte è acquistata dalla rete. Il surplus di energia dell'r-SOFC viene ceduto alla rete. Nell'ultima configurazione (ovvero iv) il ng-SOFC porta ai seguenti flussi di energia: la potenza FV totale viene scambiata con la rete; l'energia acquistata dalla rete è pari al carico AC (+ resistenza elettrica ausiliaria) meno la parte soddisfatta dal ng-SOFC; e l'eccesso di produzione prodotto dalle SOFC viene immesso in rete.

ESTERNALITA'

In economia e nelle politiche pubbliche, il concetto di esternalità è diventato sempre più popolare [45,46]. Un'esternalità, identificata da Stiglitz (2000) [47] come uno dei "fallimenti del mercato", si verifica ogni volta che un soggetto economico subisce danni ambientali, ma non riceve alcun risarcimento per il danno subito.

Per definizione, un'esternalità è una transazione tra due agenti economici, che colpisce almeno uno non partecipante (cioè una terza persona) senza alcun trasferimento di denaro [48]. Le esternalità possono essere positive o negative. In ambito ambientale tale nozione si riferisce principalmente alle esternalità negative, definite anche costi esterni, poiché rappresentano un costo reale per la società, anche se non si riflettono nel prezzo di mercato di un bene economico o di un servizio [49]. Questi costi esterni devono, quindi, essere sostenuti dalla società sotto forma di tasse, spese mediche, pagamenti assicurativi e perdite nella qualità della vita e nel capitale naturale [50].

Molti studi recenti hanno evidenziato l'importanza di contabilizzare nel prezzo di beni e servizi il costo derivante dalle esternalità negative. Tali costi ambientali possono essere attribuiti anche alla generazione di energia [45]. Sebbene l'inclusione delle esternalità appaia cruciale per il processo decisionale, permangono difficoltà dovute alle relative incertezze. Sfortunatamente, finora, all'interno della comunità scientifica non è stato raggiunto alcun consenso su come monetizzare gli impatti ambientali.

Tutti i nove metodi di monetizzazione esistenti utilizzati nell'LCA sono stati confrontati qualitativamente e quantitativamente in una recente revisione [51]. Gli autori hanno utilizzato sette criteri di confronto e hanno concluso che i metodi utilizzano un'ampia varietà di approcci di valutazione differenziando per: approcci di costo, ambito geografico, AoP (area di protezione), attualizzazione, ponderazione del patrimonio netto, marginalità o meno e incertezza.

Una volta scelto il metodo di monetizzazione ottimale è necessario trovare uno "strumento economico" per internalizzare le esternalità [52]. La logica dell'interiorizzazione, secondo Prud'homme (2001) [53], è rendere gli agenti economici consapevoli dei costi che infliggono alla società e indurli a cambiare la loro scelta verso prodotti o servizi più sostenibili.



Alcuni consumatori iniziano a scegliere tra diverse alternative (prodotti o servizi) seguendo una razionalità guidata dalla sostenibilità ambientale [37]. Sebbene, per guidare politicamente il mercato verso una produzione e un consumo socialmente ottimali (esternalità internalizzanti), il governo può introdurre una varietà di strumenti tra gli altri, tasse ecologiche, pedaggi e riforma della tassa ambientale come elencato in [54].

Arendt et al. (2020) [51] afferma che il riferimento geografico ha la maggiore influenza sul fattore monetario e suggerisce di prestare attenzione alla coerenza della regione di riferimento sottostante dei metodi di monetizzazione e del caso studio analizzato. Per questo motivo la monetizzazione degli impatti ambientali dei sistemi è stata calcolata utilizzando tre diversi modelli europei: EVR (eco-costs value ratio) [55], Environmental Price [56] e MMG (Milieugerelateerde materiaalprestatie van gebouwelementen, Environmental Material Performance di elementi edilizi) [57].

Inoltre, i metodi selezionati possono influenzare significativamente sia il valore assoluto delle alternative sia il ranking tra di esse. Pertanto, la monetizzazione viene eseguita mediante metodi diversi per riflettere l'incertezza allo stato dell'arte, confrontare i diversi risultati ottenuti e verificarne la consistenza.

La valutazione ambientale di solito utilizza diverse categorie per quantificare i danni inflitti all'ambiente, agli ecosistemi, ecc. Pertanto, i metodi di calcolo delle esternalità cercano di trovare fattori di monetizzazione per ciascuna categoria di impatto.

Il valore monetario di ciascuna categoria ambientale viene calcolato, quindi, moltiplicando il punteggio per il danno ambientale e il relativo fattore di monetizzazione, secondo la seguente formula:

$$EC = LCA \ score_{ic} \times Monetization \ Factor_{ic} \ (14)$$

dove ic è definita come la categoria di impatto ambientale e il punteggio LCA è ottenuto dall'analisi LCA dei diversi sistemi [14] e del caso base.

I fattori di monetizzazione sono riassunti nella Tabella 6. Tutti i fattori monetari sono presentati in €₂₀₂₀.

Midpoint Category	Environmental Prices	MMG	EVR	Unit
Climate change	0.06	0.05	0.12	€/kg CO₂eq
Terrestrial acidification	7.84	0.46	9.01	€/kg SO₂eq
Freshwater eutrophication	0.64	21.38	4.29	€/kg PO₄eq
Human toxicity	3656.93	61,810.00	82,452.42	€/CTUh Cancer
Photochemical	2.32	0.51	9.31	€/C₂H₄



oxidant formation				
Particulate matter formation	146.72	36.34	36.04	€/PM _{2,5} eq

Tabella 4.4. 6 - Fattori di monetizzazione

RISULTATI E DISCUSSIONE

ANALISI ECONOMICA

È stata eseguita un'analisi LCC su un periodo di 10 anni, calcolando i valori NPC totali (Figure 2 e 3) e i valori NPC della sola fase operativa (senza C₀) (Figura 4). L'analisi è stata condotta considerando incentivi alternativi: "scambio sul posto" (Figure 2 e 4) e "gruppo autoconsumatori" (Figure 3 e 4).

Nelle Figure 2 e 3 sono presentati i valori NPC totali, inclusi: il costo netto del capitale, ovvero la somma del primo e del terzo termine nell'equazione (2), la spesa energetica, la spesa di manutenzione e i risparmi dovuti all'incentivo.

La Figura 4 mostra i valori NPC relativi alle spese di fabbisogno energetico (cioè il costo energetico delle Figure 2 e 3), le spese di manutenzione e gli incentivi, escluso il costo del capitale. I valori NPC sono stati normalizzati con lo scenario del caso base, quindi qualsiasi valore inferiore al 100% rappresenta un risparmio economico per il proprietario della casa in un periodo di 10 anni.

Inoltre, tutti i valori di NPC sono calcolati per i due diversi scenari di incentivazione: "scambio sul posto" (NM) (Figure 2-4) e per le quattro configurazioni, ovvero FTM (i e iii) e BTM (ii e iv), riguardanti l'incentivo "gruppo autoconsumatori" (SG) (Figure 3 e 4).



4.4 - Figura 2. Costi e incentivi degli impianti nello scenario dello "scambio sul posto"





Come mostrato in Figura 2, il totale NPC (barre verdi) del sistema r-SOFC nello scenario NM è superiore a quello del ng-SOFC e sono, rispettivamente, 47.817 EUR e 32.238 EUR.



4.4 - Figura 4. Valori NPC normalizzati della "fase operativa" in ogni scenario

Ciò è dovuto al maggior costo del capitale netto (27.277 EUR) e anche ai maggiori "costi operativi" del sistema r-SOFC, derivanti da maggiori costi energetici (18.186 EUR) e da un importo inferiore dell'incentivo (1118 EUR), ovvero 13 % di quello ng-SOFC (8595 EUR). In effetti, le spese



totali (C0 netto + Costo energetico + Costo di manutenzione) per il sistema r-SOFC sono circa il 20% superiori alle spese per il sistema ng-SOFC, tuttavia questo divario aumenta a circa il 48%, se si considerano gli NPC. La spiegazione di tale divergenza è da ricercare nella diversa remunerazione del sistema incentivante: sostanzialmente il sistema r-SOFC nello scenario NM non ottiene alcun risparmio apprezzabile (2,3% delle spese totali), mentre il sistema ng-SOFC ottiene risparmi per il 21% dei costi totali. Inoltre, si nota che il costo del capitale netto rappresenta il maggior contributo alle spese totali, attestandosi intorno al 56% per entrambi i sistemi (il 57% e il 71% di NPC rispettivamente per i sistemi r-SOFC e ng-SOFC).

Nella Figura 3 sono presentati i dettagli dei valori NPC totali relativi agli scenari del gruppo di autoconsumatori. In questo caso i valori NPC dei sistemi r-SOFC sono: 46.018 EUR (configurazione i) e 44.074 EUR (configurazione ii); i valori NPC dei sistemi ng-SOFC sono: 32.544 EUR (configurazione iii) e 35.214 EUR (configurazione iv). Come prima osservazione notiamo che, rispetto allo schema incentivante NM, il sistema r-SOFC trae vantaggio dall'incentivo SG, abbassando il proprio NPC, soprattutto nella configurazione dietro contatore (ii), mentre il sistema ng-SOFC non guadagna qualsiasi beneficio, avendo così un NPC costante (nella configurazione davanti al contatore iii) o un NPC peggiore (dietro il contatore iv). Queste tendenze sono la conseguenza della gestione specifica dei flussi energetici e dei premi nel sistema di incentivazione SG. Infatti, dalla Figura 3 è possibile notare che per tutte le configurazioni e per entrambi i sistemi i costi energetici sono maggiori rispetto al relativo schema NM, ma, allo stesso tempo, sono maggiori i risparmi derivanti dagli incentivi. I maggiori costi per l'energia sono essenzialmente dovuti all'aumento della quantità di kWh calcolati nello schema SG come venduti alla rete (Tabella 4 e 5). Per contro, l'energia elettrica immessa in rete (Tabella 5) è superiore alle vendite in rete (Tabella 4) in particolare per il sistema r-SOFC. Vi sono inoltre flussi di energia elettrica di analoga entità, corrispondenti all'energia autoconsumata (Tabella 5), anch'essi premiati dallo schema SG. Di conseguenza, per l'r-SOFC nella configurazione più performante (cioè configurazione ii), i risparmi sono quasi 17 volte maggiori rispetto allo schema incentivante dello scambio sul posto, determinando così il valore di NPC più basso. Al contrario, il sistema ng-SOFC mostra nella configurazione "in front of the meter" (iii) risparmi circa 2,6 volte superiori rispetto al NM, non sufficienti a compensare l'aumento del costo energetico, che è quasi 2 volte maggiore in configurazione (iii) rispetto a NM.

Dall'analisi economica emerge che la configurazione migliore, ovvero la configurazione con il NPC più basso, per r-SOFC è quella che adotta lo schema di incentivazione SG (ii), mentre per ng-SOFC è lo schema di incentivazione NM. Tuttavia, rispetto al caso base (NPC 18,481 EUR), entrambi i sistemi m-CHP, anche nel migliore dei casi, mostrano NPC più alti, rispettivamente 2,4 volte (r-SOFC) e 1,7 volte (ng-SOFC) più alti. Come già osservato per gli incentivi NM (Figura 2), anche per gli incentivi SG il totale dei NPC (Figura 4) risente dei costi di capitale (C₀), sempre superiori al 60% del totale NPC, evidenziando così che gli elevati costi di investimento sono ancora una barriera per la diffusione di tali tecnologie. Il costo del capitale per il sistema r-SOFC è superiore a quelli ng-SOFC, a causa del costo più elevato di r-SOFC e dell'attrezzatura aggiuntiva delle navi per lo stoccaggio dell'idrogeno. Ciò si traduce in un costo netto del capitale nel periodo di dieci anni di 27.277 EUR per r-SOFC e di 23.016 EUR per ng-SOFC.



Per evidenziare gli effetti degli incentivi, l'analisi è stata limitata ai costi operativi ei risultati sono mostrati in Figura 4. I valori NPC della fase operativa sono normalizzati rispetto al caso base. I risultati mostrano che ng-SOFC nello scenario NM è la configurazione con il costo più basso ed è inferiore del 50% rispetto al caso base (Figura 4).

Diversamente, il costo del sistema r-SOFC nello scenario NM, senza l'inclusione del costo del capitale, è dell'11% superiore al caso base; come detto in precedenza, ciò è dovuto all'elevata spesa energetica (barre arancioni Figura 2), che si traduce in una bassa quantità di energia venduta alla rete.

Nel caso di scenari di incentivazione SG, l'r-SOFC ha un NPC "fase operativa" del 91%, quindi al di sotto dell'NPC del caso base, quando l'r-SOFC è installato BTM (ii), mostrando una performance migliore rispetto a lo scenario con l'r-SOFC installato in FTM (i).

Tale andamento è dovuto ad un aumento della quota di autoconsumo (EAC nelle Equazioni (11) e (12), Tabella 5), oggetto dell'incentivo, derivante dalla grande quantità di energia elettrica utilizzata dalle r-SOFC in modalità elettrolizzatore e considerata, in questa configurazione, come energia autoconsumata.

Al contrario, quando l'r-SOFC è installato FTM (configurazione i), l'importo dell'incentivo è inferiore a causa della minore quantità di energia autoconsumata nonché di una minore quantità di energia immessa in rete.

Come mostrato in Figura 3 (barre gialle) l'incentivo relativo alla configurazione i (r-SOFC FTM) è di 10.134 euro e l'incentivo relativo alla configurazione ii (r-SOFC BTM) è di 18.595 euro.

Quando è installato un ng-SOFC, il valore della "fase d'uso" NPC nello scenario NM è al minimo (50%) (Figura 4), mentre i valori di un ng-SOFC negli scenari SG sono rispettivamente del 52% (FTM , iii) e il 66% (BTM, iv) del caso base (Figura 4).

Il confronto dei due scenari di incentivi rivela che, gli scenari di gruppo di autoconsumatori (SG) avvantaggiano il layout con l'r-SOFC e penalizzano il layout con il ng-SOFC. Questo risultato è coerente con le diverse caratteristiche tecniche dei due sistemi SOFC e con l'ambito del sistema di incentivi SG. Infatti, r-SOFC è un sistema di accumulo, in cui l'energia rinnovabile in eccesso viene utilizzata per produrre idrogeno e utilizzarla successivamente. In altre parole, il layout r-SOFC implementa un metodo che consiste nel differire l'uso delle energie rinnovabili e massimizzare l'autoconsumo. Nel caso ng-SOFC, il sistema produce energia elettrica, utilizzando combustibili fossili, e la sua performance economica è massimizzata in uno schema che incoraggia la produzione di energia (NM). Sebbene gli incentivi SG rendano favorevole l'adozione di r-SOFC nella configurazione ii (rispetto al caso base), un layout costituito da ng-SOFC rimane ancora il più vantaggioso. Il motivo risiede nell'ampio utilizzo dell'energia elettrica di rete per soddisfare l'intero fabbisogno energetico (elettrodomestici + elettrolizzatori + riscaldatore elettrico ausiliario).

I periodi di ammortamento, risultanti dal costo effettivo del capitale e dai risparmi annuali, sono molto più alti della durata dell'installazione totale. Come già sottolineato, ciò è una conseguenza dell'elevato costo netto del capitale (C_0) di entrambi i sistemi m-CHP. In queste circostanze l'investimento sarebbe inutile, senza ulteriori incentivi all'acquisto del sistema. Sebbene non abbiamo esteso la nostra analisi agli incentivi pubblici volti a facilitare l'acquisto di tali sistemi, in Italia come in molti altri paesi esistono diversi schemi [15,17,37] per stimolare l'acquisizione di tali tecnologie. Per i sistemi analizzati nel presente lavoro, un periodo di



ammortamento accettabile (che dovrebbe essere almeno pari alla durata dell'investimento) può essere ottenuto solo con un contributo pubblico (o equivalentemente una riduzione del prezzo) su C_0 di circa il 70% per il sistema ng-SOFC (nella migliore configurazione, cioè NM) e di circa il 96% per quello r-SOFC (nella migliore configurazione, cioè SG ii).

ANALISI DI SENSITIVITA'

È stata effettuata un'analisi di sensitività per valutare la variazione dei valori NPC in funzione dei prezzi dell'energia (energia elettrica e gas naturale), per identificare se si tratta di variabili critiche. Una variabile critica è definita come una variabile la cui variazione positiva o negativa influenza significativamente gli indici di performance (cioè una variazione di ±1% della variabile cambia l'NPC di ±5%) [58].

Il prezzo dell'energia incide solo sulla parte energetica delle spese totali (Figure 2 e 3). Pertanto, l'analisi di sensitività è stata effettuata sugli NPC della fase operativa. I valori NPC sono stati calcolati variando la componente denominata "materia prima" nel costo dell'energia (cioè, P nelle equazioni (7) e (8)).

Sono stati simulati sei diversi scenari: 2 scenari con riduzione del 5% del prezzo dell'energia (uno relativo al prezzo dell'elettricità e uno del gas naturale), uno scenario con riduzione del 5% del prezzo dell'elettricità e del gas naturale e i corrispondenti 3 scenari con aumento del 5% del prezzo dell'energia.

Le Figure 5 e 6 mostrano le variazioni NPC per ogni scenario. La Figura 5 si riferisce all'incentivo NM e la figura 6 all'incentivo SG.



dell'elettricità. PNG: prezzo del gas naturale. Both: prezzo dell'elettricità e del gas naturale

I risultati dell'analisi di sensitività nelle Figure 5 e 6 sono riportati come variazione percentuale del relativo valore NPC. I valori positivi rappresentano un aumento di NPC; i valori negativi rappresentano la sua riduzione.





4.4 - Figura 6. Analisi di sensitività (SG) con il ±5% di variazione sul prezzo dell'energia. PEE: prezzo dell'elettricità. PNG: prezzo del gas naturale. Both: prezzo dell'elettricità e del gas naturale

In primo luogo, è evidente che gli scenari di incentivi SG sono più sensibili di quelli NM. Le loro variazioni raggiungono valori superiori al 15% mentre, per quanto riguarda NM, la variazione massima è inferiore al 3%. Questo risultato è spiegato dal maggior volume di energia che passa attraverso il contatore nelle configurazioni SG. Per questi schemi di layout i flussi di energia, calcolati come acquistati o immessi in rete, sono maggiori dell'energia elettrica acquistata e venduta dello schema NM (Tabelle 4 e 5). Naturalmente, gli incentivi sono calcolati in base a tali flussi e, di conseguenza, una variazione del prezzo dell'energia incide sullo schema con maggiore scambio attraverso il contatore. Tuttavia, nella Figura 6 notiamo alcune differenze per i due sistemi: un cambiamento nel PEE (entrambi ± 5%) ha un'influenza maggiore sul sistema r-SOFC rispetto al sistema ng-SOFC. Solo quando vengono modificati sia PEE che PNG, le variazioni si avvicinano. Naturalmente, le variazioni dei prezzi del gas naturale non influiscono sull'NPC r-SOFC, poiché questo sistema non utilizza affatto questo carburante. Per esplicitare complessivamente queste tendenze, è possibile guardare ai diversi termini del bilancio energetico (Tabella 5). Considerando che all'energia autoconsumata viene attribuito un compenso fisso (100 EUR/MWh), la sensitività al prezzo dell'energia elettrica è correlata ai flussi acquistati e immessi in rete. Sostanzialmente la sensitività non dipende dalla quantità totale di energia scambiata, ma più propriamente dalla differenza di questi due parametri (EPR-EI). In effetti, questa differenza è piuttosto pronunciata nel sistema r-SOFC e piuttosto piccola per il sistema ng-SOFC, determinando così la maggiore sensibilità del primo sistema. In modo molto simile, è possibile spiegare perché in Figura 5 per l'ng-SOFC una variazione del prezzo dell'elettricità corrisponde a una variazione opposta dell'NPC. Questo sistema presenta una differenza positiva tra vendita di rete e acquisto di rete (EI-EPR dalla Tabella 4), il che significa che si guadagna dalla vendita di energia elettrica e un aumento del prezzo dell'energia elettrica ha l'effetto benefico di abbassare l'NPC. Al contrario, per r-SOFC è l'opposto (Figura 5). Negli scenari SG l'NPC della r-SOFC è influenzato dal prezzo dell'energia elettrica e sono direttamente correlati. Se i prezzi dell'elettricità aumentano del 5%,



l'NPC r-SOFC aumenta del 16% e quando il prezzo scende del 5%, l'NPC r-SOFC si riduce del 12%. Infine, una maggiore sensibilità è legata al prezzo dell'energia elettrica rispetto a quello del gas naturale, in entrambi i casi di incentivazione. In conclusione, considerata la possibilità di future oscillazioni dei prezzi dell'energia, i costi della materia prima non possono essere considerati variabili critiche per l'investimento.

MONETIZZAZIONE DELLE ESTERNALITÀ

In questa sezione vengono analizzati e confrontati i risultati relativi alla monetizzazione delle esternalità mediante tre diverse modalità. Precedenti studi sulla monetizzazione affermano che la scelta del metodo può influenzare significativamente non solo il valore assoluto del punteggio singolo di un singolo prodotto, ma anche il ranking relativo tra le alternative [54].

Per questo motivo, per ridurre al minimo l'incertezza, sono stati utilizzati tre diversi metodi di monetizzazione (Prezzi Ambientali, EVR e MMG) come descritto precedentemente.

I punteggi LCA si riferiscono all'impatto degli impianti in un anno, inclusa la fase di utilizzo, utilizzando come unità funzionale il soddisfacimento dell'intera domanda di energia.

Le seguenti categorie LCA ReCiPe 2008 Midpoint sono state incluse nel calcolo delle esternalità: "Climate Change", "Terrestrial Acidification", "Human Toxicity", "Photochemical Oxidant Formation", "Particulate Matter Formation" e "Freshwater Eutrophication". I punteggi LCA per ciascun sistema sono mostrati nella Tabella 7.

Midpoint Categoria	Unità	kg-SOFC	-SOFC	Caso Baso
Climate change	kg CO₂eq	5436.66	8561.40	10,673.67
Terrestrial acidification	kg SO₂eq	28.25	74.64	50.46
Freshwater eutrophication	kg PO₄eq	3.98	12.45	5.92
Human toxicity	CTUh Cancer	4.80	12.11	14.64
Photochemical oxidant formation	$kg C_2H_4$	2.02	5.67	3.30
Particulate matter formation	kg PM _{2.5} eq	0.72	2.21	0.39

Tabella 4.4. 7 - Punteggi LCA calcolati con il metodo ReCiPe 2008 Midpoint

Come si può vedere nella Figura 7, con tutti e tre i metodi si valuta che ng-SOFC abbia il costo ambientale totale più basso, seguito dallo scenario di base e dall'r-SOFC. Il maggior contributo al



danno ambientale è dato dal consumo di energia elettrica in tutti e tre gli scenari, ad esempio, con il metodo del Prezzo Ambientale, 88% per r-SOFC (produzione di elettricità+H₂), 66% per ng-SOFC e 77% per il caso base. Un maggiore consumo di elettricità, per carichi ed utenze AC, nonché per la produzione di idrogeno, e maggiori impatti ambientali per la fase di manutenzione determinano il divario tra r-SOFC e ng-SOFC. Naturalmente il sistema ng-SOFC fa uso di gas naturale, tuttavia il relativo costo ambientale è piuttosto contenuto: 22% con Environmental Price, 32% con MMG e 33% con EVR. "MMG" comporta costi ambientali totali inferiori rispetto al metodo "Environmental Prices". La r-SOFC è ancora l'alternativa più costosa ma il divario tra un'alternativa e l'altra si riduce di circa la metà.

Secondo il metodo EVR la classifica è confermata. ng-SOFC è il più economico, seguito dal caso base e r-SOFC. In questo metodo, e in misura minore anche nel metodo MMG, il gas naturale ha un impatto maggiore, portando un maggiore contributo al costo ambientale per ng-SOFC e il caso base. Di conseguenza, con il metodo EVR la differenza tra il caso base e il layout r-SOFC è la più bassa tra tutti i metodi applicati. Inoltre, l'elettricità è più impattante utilizzando questo metodo che porta ad aumentare il divario tra il caso base e ng-SOFC, perché quest'ultimo consuma una quantità di energia complessivamente inferiore.



4.4 - Figura 7. Costi ambientali totali per ciascun metodo

In conclusione, la classifica tra le alternative è la stessa utilizzando uno qualsiasi dei metodi di monetizzazione scelti e, pertanto, può essere considerata una classificazione robusta e affidabile; diversamente, i valori del singolo punteggio mostrano una grande variabilità.

Per elaborare l'idea di includere una "tassa correttiva" nella bolletta energetica, per adeguare il costo privato con l'obiettivo di incorporare le esternalità, i costi ambientali sono stati aggiunti ad



altri costi nel calcolo del NPC. I costi ambientali sono stati calcolati utilizzando i valori ottenuti dal metodo di monetizzazione EVR perché presenta i costi ambientali più elevati.

L'impatto totale è:

- 1. 2142,75 €/anno per r-SOFC.
- 2. 1062,47 €/anno per ng-SOFC.

3. 2038,57 €/anno nello scenario base.

L'introduzione di una tassa pari alle esternalità modifica il risparmio totale dei sistemi come mostrato in Figura 8. Il nuovo risparmio totale è calcolato come differenza tra i costi operativi (costo dell'energia + esternalità) del caso di base e i costi operativi (en -costo energetico + esternalità) di ciascun sistema di celle a combustibile in dieci anni.

Quando non si considerano le esternalità (barre blu), il sistema r-SOFC determina un risparmio totale negativo nello scenario NM e nella configurazione i di incentivazione SG (cioè non ci sono risparmi rispetto al caso base) mentre in configurazione ii di Incentivo SG il risparmio totale è di 1685 EUR.

Quando si includono le esternalità (barre arancioni) il risparmio totale del sistema r-SOFC si riduce (796 EUR) a causa dei suoi costi ambientali più elevati rispetto al caso base.

Al contrario il risparmio totale della ng-SOFC è sempre positivo e lo scenario migliore si ottiene utilizzando l'incentivo NM. In questo caso il risparmio totale è di 9260 EUR, quando le esternalità non vengono calcolate, e aumenta dell'89% (17.586 EUR) includendo le esternalità nel calcolo.

L'analisi di questi risultati mostra che l'inclusione di una tassa pari al danno ambientale nell'equazione di NPC riduce il risparmio totale del sistema r-SOFC e aumenta il risparmio totale di ng-SOFC.



4.4 - Figura 8. Confronto del risparmio totale con e senza esternalità nei diversi scenari di incentivazione



Si ottiene un periodo di ammortamento accettabile (che dovrebbe essere almeno pari alla durata dell'investimento) con una riduzione del 50% di C_0 (o contributo pubblico) per la ng-SOFC nello scenario NM con l'inclusione della tassa sulle esternalità.

Concludendo, quello che si è cercato di capire in questa parte del progetto è stabilire la fattibilità economica di due cogeneratori ibridi per applicazione residenziale e, inoltre, a valutare l'efficacia dei nuovi incentivi italiani per i gruppi di autoconsumatori e le comunità energetiche nel ridurre i costi operativi, quando viene adottata una tecnologia di accumulo di energia (in nel presente caso tramite la produzione di idrogeno da parte di r-SOFC).

Per soddisfare la domanda di energia, vengono utilizzate alternativamente due celle a combustibile (ng-SOFC e r-SOFC) accoppiate a un sistema fotovoltaico. Per ciascuna cella a combustibile sono state analizzate due diverse configurazioni: una relativa all'incentivo net metering e l'altra all'incentivo di gruppo degli autoconsumatori. Si è valutata la fattibilità economica di questi sistemi, confrontandoli con un caso base in cui la domanda elettrica è fornita dalla rete nazionale e la domanda termica è soddisfatta da una caldaia a gas naturale.

I risultati mostrano che la performance economica della fase operativa, cioè senza costo di capitale, ottiene risparmi per ng-SOFC, rispetto al caso base, in tutte le configurazioni.

Al contrario, il sistema r-SOFC porta a un risparmio solo quando viene installato dietro il contatore "behind the meter" e viene applicato l'incentivo SG.

Includendo il costo del capitale, il PBT risultante è molto più lungo della durata dell'investimento. Ciò è in linea con gli studi precedenti su questi sistemi ed evidenzia la necessità di ridurre i costi di installazione e acquisto.

Il confronto tra i due scenari di incentivazione rivela che:

1. La r-SOFC massimizza la propria performance economica quando si applica l'incentivo agli autoconsumatori (SG).

2. La ng-SOFC massimizza la propria performance economica quando viene applicato il net metering incentive (NM).

Il layout r-SOFC prevede essenzialmente un sistema di accumulo di energia, che consente di aumentare l'utilizzo dell'energia solare e massimizzare l'autoconsumo. Tale gestione delle energie rinnovabili è coerente con il perimetro degli incentivi SG e, pertanto, è premiata dal sistema incentivante. D'altra parte, il sistema ng-SOFC produce energia elettrica, utilizzando combustibili fossili, e le sue prestazioni economiche sono massimizzate in uno schema che incoraggia la produzione di energia, come NM. Sebbene gli incentivi SG rendano redditizia l'adozione di r-SOFC, un layout composto da ng-SOFC rimane ancora il più vantaggioso.

Per quanto riguarda le esternalità sono state analizzate le variazioni del risparmio annuo mediante l'introduzione di una tassa (pari all'impatto ambientale) sul prezzo dei sistemi volti a guidare il mercato verso soluzioni green. La monetizzazione delle esternalità mediante tre diverse modalità mostra che il costo ambientale del sistema ng-SOFC è il più basso tra le alternative, seguito dal caso base e, infine, dal sistema r-SOFC. Ciò porta ad un aumento del risparmio annuale del sistema ng-SOFC di circa il 50% ogni anno. Il sistema ng-SOFC sarebbe incentivato



dall'internalizzazione dei costi ambientali in costi diretti. Il sistema r-SOFC in questo caso comporta costi ambientali più elevati rispetto al caso base.

Inoltre, l'analisi di sensitività mostra che i prezzi dell'energia non sono variabili critiche che non incidono significativamente sui risultati. Successivamente, i risultati generali di questo lavoro possono essere estesi anche a mercati energetici diversi da quello italiano.

Sulla base del presente studio di un m-CHP ibrido, l'analisi economica, la valutazione degli incentivi e la valutazione delle esternalità portano alla conclusione che l'idrogeno grigio (ng-SOFC) rimane ancora una tecnologia più competitiva rispetto a un idrogeno non completamente verde (r -SOFC).

In generale, le tecnologie dell'idrogeno e delle celle a combustibile hanno attualmente un buon livello di maturità ma per diventare competitive ai fini commerciali necessitano di investimenti che offrano stabilità a lungo termine. Tali iniziative (incentivi governativi, investimenti nella ricerca, ecc.) possono portare l'idrogeno e le celle a combustibile a raggiungere costi e prestazioni migliori, come è stato fatto nel caso di tecnologie come il solare fotovoltaico. In futuro, le tecnologie delle celle a combustibile, se adeguatamente supportate, possono rappresentare un'alternativa complementare a basse emissioni di carbonio da utilizzare in molteplici applicazioni in tutto il sistema energetico. Si può infine concludere che alcuni sviluppi tecnologici possono migliorare le prestazioni economiche e ambientali dei sistemi r-SOFC. Ad esempio, una maggiore efficienza di andata e ritorno abbasserebbe la domanda di energia totale del sistema; un passaggio più intelligente tra la modalità cella a combustibile e la modalità elettrolizzatore (ad esempio, programmando la finestra temporale dell'elettrolizzatore con le previsioni del tempo) ridurrebbe la quantità di energia prelevata dalla rete. Tuttavia, diversi sistemi di accumulo possono beneficiare dello schema di incentivi SG in modo più efficiente rispetto al sistema r-SOFC studiato e, questo caso di studio dimostra quanto efficacemente gli incentivi possono favorire la nascita di gruppi di autoconsumatori e comunità energetiche.

Per ulteriori dettagli sono consultabili online le "supporting information" dell'articolo:

Niccolò Caramanico, Giuseppe Di Florio, Maria Camilla Baratto, Viviana Cigolotti, Riccardo Basosi, Elena Busi; Economic Analysis of Hydrogen Household Energy Systems Including Incentives on Energy Communities and Externalities: A Case Study in Italy". Energies 2021, 14, 5847. https://doi.org/10.3390/en14185847.



BIBLIOGRAFIA

- 1. Organization of the Petroleum Exporting Countries. 2017 OPEC World Oil Outlook. October 2017. Available online: http://www.opec.org (accessed on 1 July 2021).
- 2. World-Energy-Outlook-2020. Available-online: https://www.iea.org/reports/world-energy-outlook-2020 (accessed on 1 July 2021).
- 3. IEO. 2019. Available online: https://www.eia.gov/outlooks/ieo/pdf/ieo2019.pdf (accessed on 1 July 2021).
- 4. Sui, S.; Rasheed, R.; Li, Q.; Su, Y.; Riffat, S. Techno-economic modelling and environmental assessment of a modern PEMFC CHP system: A case study of an eco-house at University of Nottingham. *Environl. Sci. Poll. Res.* **2019**, *26*, 29883–29895.
- 5. IEA. Tracking Buildings 2020. Available online: https://www.iea.org/reports/tracking-buildings-2020 (accessed on 1 July 2021).
- 6. Jing, R.; Wang, M.; Wang, W.; Brandon, N.; Li, N.; Chen, J.; Zhao, Y. Economic and environmental multi-optimal design and dispatch of solid oxide fuel cell based CHP systems. *Energy Convers. Manag.* **2017**, *154*, 365–379.
- 7. Strazza, C.; Del Borghi, A.; Costamagna, P.; Gallo, M.; Brignole, E.; Girdinio, P. Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing of a SOFC system for distributed power generation. *Energy Convers. Manag.* **2015**, *100*, 64–77.
- Nielsen, E.R.; Prag, C.B.; Bachmann, T.M.; Carnicelli, F.; Boyd, E.; Walker, I.; Ruf, L.; Stephens, A. Status on Demonstration of Fuel Cell Based Micro-CHP Units in Europe. *Fuel Cells* 2019, *19*, 340–345.
- 9. Gomez, S.Y.; Hotza, D. Current developments in solid oxide fuel cells. *Renew. Sust. Ener. Rev.* **2016**, *61*, 155–174.
- 10. Barelli, L.; Bidini, G.; Cinti, G.; Ottaviano, A. Study of SOFC-SOE transition on a RSOFC stack. *Int. J. Hydrog. Energy* **2017**, *42*, 26037–26047.
- 11. Mendoza, R.M.; Mora, J.M.; Cervera, R.B.; Chuang P.Y.A. Experimental and Analytical Study of an Anode-Supported Solid Oxide Electrolysis Cell. *Chem. Eng. Technol.* **2020**, *43*, 2350–2358.
- 12. Almaraz, S.D.L.; Azzaro-Pantel, C. Design and optimization of hydrogen supply chains for a sustainable future. *Hydrog. Econ.* **2017**, 85–120, doi:10.1016/B978-0-12-811132-1.00004-3.
- Hydrogen for Europe -SRIA Clean Hydrogen for Europe—final draft—Strategic Research and Innovation Agenda—July 2020. Available online: https://www.hydrogeneurope.eu/wpcontent/uploads/2021/04/20201027-SRIA-CHE-final-draft-1.pdf (accessed on 20 March 2021).
- 14. Di Florio, G.; Macchi, E.G.; Mongibello, L.; Baratto, M.C.; Basosi, R.; Busi, E.; Caliano, M.; Cigolotti, C.; Testi, M.; Trini, M. Comparative life cycle assessment of two different SOFCbased cogeneration systems with thermal energy storage integrated into a single-family house nanogrid. *Appl. Energy* 2021, 285, 116378–116398.
- 15. Pellegrino, S.; Lanzini, A.; Leone, P. Techno-economic and policy requirements for the market-entry of the fuel cell micro-CHP system in the residential sector. *Appl. Energy* **2015**, *143*, 370–382.



- 16. Rossi, F.; Heleno, M.; Basosi, R.; Sinicropi, A. LCA driven solar compensation mechanism for Renewable Energy Communities: The Italian case. *Energy* **2021**, *235*, 121374.
- 17. Poponi, D.; Basosi, R.; Kurdgelashvili, L. Subsidisation cost analysis of renewable energy deployment: A case study on the Italian feed-in tariff programme for photovoltaics. *Energy Policy* **2021**, *154*, 112297.
- 18. Elmer, T.; Worall, M.; Wu, S.; Riffat, S.B. Emission and economic performance assessment of a solid oxide fuel cell micro-combined heat and power system in a domestic building. *Appl. Therm. Eng.* **2015**, *90*, 1082–1089.
- 19. Rogers, J.G.; Cooper, S.J.G.; O'Grady, Á.; McManus, M.C.; Howard, H.R.; Hammond, G.P. The 20% house—An integrated assessment of options for reducing net carbon emissions from existing UK houses. *Appl. Energy* **2015**, *138*, 108–120.
- 20. Facci, A.L.; Cigolotti, V.; Jannelli, E.; Ubertini, S. Technical and economic assessment of a SOFC-based energy system for combined cooling, heating and power. *Appl. Energy* **2017**, *192*, 563–574.
- 21. Mubaarak, S.; Zhang, D.; Chen, Y.; Liu, J.; Wang, L.; Yuan, R.; Wu, J.; Zhang, Y.; Li, M. Techno-Economic Analysis of Grid-Connected PV and Fuel Cell Hybrid System Using Different PV Tracking Techniques. *Appl. Sci.* **2020**, *10*, 8515.
- 22. Tazay, A. Techno-Economic Feasibility Analysis of a Hybrid Renewable Energy Supply Options for University Buildings in Saudi Arabia. *Open Eng.* **2021**, *11*, 39–55.
- 23. Gharibi, M.; Askarzadeh, A. Size and power exchange optimization of a grid connected diesel generator-photovoltaic-fuel cell hybrid energy system considering reliability, cost and renewability. *Int. J. Hydrog. Energy* **2019**, *44*, 25428–25441.
- 24. Zhang, Y.; Campana, P.E.; Lundblad, A.; Yan, J. Comparative study of hydrogen storage and battery storage in grid connected photovoltaic systems: Storage sizing and rule-based operation. *Appl. Energy* **2017**, *201*, 397–411.
- 25. Sedaghati, R.; Shakarami, M.R. A novel control strategy and power management of hybrid PV/FC/SC/battery renewable power system-based grid-connected microgrid. *Sustain. Cities Soc.* **2019**, *44*, 830–843.
- 26. Abdelshafy, A.M.; Hassan, H.; Jurasz, J. Optimal design of a grid-connected desalination plant powered by renewable energy resources using a hybrid PSO–GWO approach. *Energy Convers. Manag.* **2018**, *173*, 331–347.
- 27. Lamagna, M.; Nastasi, B.; Groppi, D.; Rozain, C.; Manfren, M.; Garcia, D.A. Techno-economic assessment of reversible Solid Oxide Cell integration to renewable energy systems at building and district scale. *Energy Convers. Manag.* **2021**, *235*, 113993.
- 28. Monforti Ferrario, A.; Vivas, F.J.; Segura Manzano, F.; Andújar, J.M.; Bocci, E.; Martirano, L. Hydrogen vs. battery in the long-term operation. A comparative between energy management strategies for hybrid renewable microgrids. *Electronics* **2020**, *9*, 698.
- 29. Krishan, O.; Suhag, S. Techno-economic analysis of a hybrid renewable energy system for an energy poor rural community. *J. Energy Storage* **2019**, *23*, 305–319.
- 30. Singh, A.; Baredar, P.; Gupta, B. Techno-economic feasibility analysis of hydrogen fuel cell and solar photovoltaic hybrid renewable energy system for academic research building. *Energy Convers. Manag.* **2017**, *145*, 398–414.



- 31. Fazelpour, F.; Soltani, N.; Rosen, M.A. Economic analysis of standalone hybrid energy systems for application in Tehran, Iran. *Int. J. Hydrog. Energy* **2016**, *41*, 7732–7743.
- 32. Duman, A.C.; Güler, Ö. Techno-economic analysis of off-grid PV/wind/fuel cell hybrid system combinations with a comparison of regularly and seasonally occupied households. *Sustain. Cities Soc.* **2018**, *42*, 107–126.
- 33. Sorace, M.; Gandiglio, M.; Santarelli, M. Modeling and techno-economic analysis of the integration of a FC based micro-CHP system for residential application with a heat pump. *Energy* **2017**, *120*, 262–275.
- 34. Martinoupolous, G. Are rooftop photovoltaic systems a sustainable solution for Europe? A life cycle impact assessment and cost analysis. *Appl. Energy* **2020**, *257*, 114035.
- 35. Fu, R.; Feldman, D.J.; Margolis, R.M. US Solar Photovoltaic System Cost Benchmark: Q1 2018; No. NREL/TP-6A20-72399; National Renewable Energy Lab (NREL): Golden, CO, USA, 2018.
- 36. Rad, M.A.V.; Ghasempour, R.; Rahdan, P.; Mousavi, S.; Arastounia, M. Techno-economic analysis of a hybrid power system based on the cost-effective hydrogen production method for rural electrification, a case study in Iran. *Energy* **2020**, *190*, 116421.
- 37. Rossi, F.; Heleno, M.; Basosi, R.; Sinicropi, A. Environmental and economic optima of solar home systems design: A combined LCA and LCC approach. *Sci. Total Environ.* **2020**, *744*, 140569–140580.
- 38. ARERA. Condizioni Economiche per i Clienti del Mercato Tutelato. Available online: https://www.arera.it/it/dati/condec.htm (accessed on 27 January 2021)
- 39. Kuckshinrichs, W.; Koj, J.C. Levelized cost of energy from private and social perspectives: The case of improved alkaline water electrolysis. *J. Clean. Prod.* **2018**, *203*, 619–632.
- 40. Capros, P.; De Vita, A.; Tasios, N.; Siskos, P.; Kannavou, M.; Petropoulos, A.; Evangelopoulou, S.; Zampara, M.; Papadopoulos, D.; Paroussos, L.; et al. *EU Energy, Transport and GHG Emissions. Trends to 2050; Directorate-General for Energy, Directorate-General for Climate Action and Directorate-General for Mobility and Transport*; Publications Office of the European Union, Luxemburg, 2016. Available online: <u>http://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/13656/1/REF2016 report FINAL-web.pdf</u> (accessed on 19 March 2021).
- 41. RSE Colloquia. Decarbonizzazione Dell'economia Italiana Scenari di Sviluppo del Sistema Energetico Nazionale IV Volume 2017 Presso Arti Grafiche Fiorin SPA Via del Tecchione 36 | 20098 Sesto Ulteriano | San Giuliano Milanese (MI) Prima edizione, 130-13. ISBN 978-88-907527-6-6. Available online: https://www.mite.gov.it/sites/default/files/archivio/allegati/rse_decarbonizzazione_web.pdf (accessed on 16 March 2021).
- 42. ARERA. Autorità di Regolazione per Energia Reti ed Ambiente-Deliberazione 4 agosto 2020 318/2020/R/EEL "Regolazione delle Partite Economiche Relative all'Energia Elettrica Condivisa da un Gruppo di Aut-consumatori di Energia Rinnovabile che Agiscono Collettivamente in Edifici e Condomini oppure Condivisa in una Comunità di Energia Rinnovabile". Available online: https://www.arera.it/allegati/docs/20/318-20.pdf (accessed on 10 May 2021).



- 43. D.LGS 30 December 2019; n. 162. Available online: https://www.gazzettaufficiale.it/eli/id/2019/12/31/19G00171/sg (accessed on 7 May 2021).
- 44. Renewable Energy Directive 2018/2001/EU (REDII). Available online: https://eurlex.europa.eu/legal-cotent /EN/TXT/?uri=CELEX%3A32018L2001 (accessed on 6 April 2021).
- 45. Kostas, B. Sustainability and externalities: is the internalization of externalities a sufficient condition for sustainability? *Ecol. Econ.* **2011**, *70*, 1703–1706.
- 46. UNEP PRI FI. Universal Ownership—Why Environmental Externalities Matter to Institutional Investors. PRI Association and UNEP Finance Initiative: Nairobi, Kenya, 2011.
- 47. Stiglitz, J.E. *The Economics of the Public Sector*, 3rd ed.; W.W. Norton: New York, NY, USA, 2000; Available online: http://go.owu.edu/ rjgitter/Six%20Market%20Failures.pdf (accessed on 26 April 2021).
- 48. Cornes, R.; Sandler, T. *The Theory of Externalities, Public Goods, and ClubGoods*; Cambridge University Press: New York, NY, USA, 1996.
- 49. Nguyen, T.L.T.; Laratte, B.; Guillaume, B.; Hua, A. Quantifying environmental externalities with a view to internalizing them in the price of products, using different monetization models. *Resour. Conserv. Recycl.* **2016**, *109*, 13–23.
- 50. Corona, B.; Cerrajero, E.; López, D.; San Miguel, G. Full environmental life cycle cost analysis of concentrating solar power technology: Contribution of externalities to overall energy costs. *Solar Energy* **2016**, *135*, 758–768.
- 51. Arendt, R.; Bachmann, T.M.; Motoshita, M.; Bach, V.; Finkbeiner, M. Comparison of Different Monetization Methods in LCA: A Review. *Sustainability* **2020**, *12*, 10493–10532.
- 52. Speck, S. Overview of Environmental Tax Reforms in EU Member States, National Environmental Research Institute /University of Aarhus, Denmark, project. 2007. Available-online: http://www2.dmu.dk/cometr/COMETR Final Report.pdf package 1 of the Final Report of the COMETR (accessed on 20 April 2021).
- 53. Prud'homme, R. Marginal social cost pricing in transport policy. In Proceedings of the Discussion Paper Presented at the 7th ACEA SAG Meeting on "Marginal Social Cost Pricing in Transport Policy", Brussels, Belgium, 18 September 2001.
- 54. Soliwoda, M.; Pawłowska-Tyszko, J. Tax Policy Tools vs. Sustainable Development of Agriculture—The Case of Poland. In Proceedings of the 17th International Academic Conference of the International Institute of Social and Economic Sciences, Vienna, Austria, 21 June 2015.
- 55. Vogtländer, J.G.; Brezet, H.C.; Hendriks, C.F. The virtual eco-costs '99 A single LCA-based indicator for sustainability and the eco-costs-value ratio (EVR) model for economic allocation. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2001**, *6*, 157–166.
- 56. De Bruyn, S.; Bijleveld, M.; de Graaff, L.; Schep, E.; Schroten, A.; Vergeer, R.; Ahdour, S. *Environmental Prices Handbook*; CE Delft: Delft, The Netherlands, 2018.
- 57. MMG Annex: Monetisation of the MMG method (update 2017). Available online: http://www.ovam.be (accessed on 6 February 2021).
- 58. Florio, M.; Finzi, U.; Genco, M.; Levalert, F.; Mafii, S.; Tracogna, A.; Vignetti, S. Analisi di sensibilità e di rischio. In *Guida All'analisi Costi-Benefici dei Progetti di Investimento; Unità di Valutazione, DG Politica Regionale e Coesione*; Commissione Europea: Brussels, Belgium.



Available online:

https://ec.europa.eu/regional_policy/sources/docgener/guides/cost/guide02_it.pdf (accessed on 30 March 2021).



4.5. ANALISI LCA DELLA FASE DI PRODUZIONE DI UNA CELLA A COMBUSTIBILE DI TIPO PEM PER USO DOMESTICO STAZIONARIO (CHP)

STATO DELL'ARTE

Un'ampia varietà di tecnologie è disponibile per fornire riscaldamento ed elettricità alle nostre case. Nei paesi con una rete elettrica stabile, l'illuminazione e il riscaldamento sono elementi costanti per le abitazioni; ma la necessità di energia pulita sta evidenziando quanto sia problematica l'elettricità di rete in tutto il mondo. Per questo in Europa si cercano nuovi concetti per la produzione di energia, che assicurino efficienze energetiche maggiori e minori emissioni di anidride carbonica. I leader dell'UE hanno recentemente concordato l'obiettivo nazionale di riduzione dei gas serra di almeno il 40%, una maggiore efficienza energetica di almeno il 27% e un aumento delle energie rinnovabili al 27% entro il 2030 (1).

La tecnologia delle celle a combustibile potrebbe fornire una possibile soluzione per combattere il cambiamento climatico (2-5). Per molti decenni, le celle a combustibile sono state descritte in letteratura come potenziale mezzo ecologico per la conversione dell'energia chimica, prontamente disponibile, in energia elettrica. Sono presenti due campi di applicazione ampiamente utilizzati per le celle a combustibile (FC) a membrana elettrolitica polimerica (PEM): la produzione di energia elettrica per veicoli elettrici a bordo dell'auto e la produzione di energia termica ed elettrica in cogenerazione per uso domestico.

Il consumo energetico per le abitazioni e per la mobilità sono i principali contributori delle emissioni di carbonio individuale (6-9).

L'elevata densità di energia delle celle a combustibile PEM le rende un'alternativa molto interessante alle batterie per l'elettricità applicata alla mobilità. A differenza delle batterie, non devono essere ricaricate, ma semplicemente rifornite di carburante. Queste caratteristiche

oltre a non avere emissioni durante il funzionamento - almeno finché l'idrogeno viene utilizzato come carburante – e la loro elevata efficienza rende le celle a combustibile promettenti per il trasporto e per la produzione stazionaria di energia (10). Nel caso delle applicazioni per mobilità combinano gli stessi vantaggi dei veicoli elettrici, ad es. zero emissioni allo scarico, alta efficienza, silenziosità, con i vantaggi dei veicoli convenzionali con motore a combustione interna (ICV): lungo raggio e breve tempo di rifornimento (11-15).

Per quanto riguarda invece i Micro-CHP (μ -CHP), questi sono un'estensione dell'idea di cogenerazione per casa uni/multifamiliare o piccolo edificio per uffici. La generazione locale ha una maggiore efficienza in quanto non ha perdite di energia durante il trasporto dell'elettricità o del calore su lunghe distanze. Le celle a combustibile PEM sono adatte per impianti μ -CHP, poiché la tecnologia produce intrinsecamente sia elettricità che calore da un'unica fonte di combustibile e può funzionare con combustibili per riscaldamento convenzionali come il gas naturale. L'efficienza elettrica delle celle a combustibile PEM raggiunge valori intorno o anche superiori al 40% (16-21), e quando viene utilizzato il calore efficienza totale di conversione del combustibile raggiunge il 90% (16-20, 22).



I dubbiosi sostengono che tutti i vantaggi sopra menzionati non si traducono in un vantaggio ambientale, poiché la tecnologia presenta ancora gravi problemi tecnologici. Gli svantaggi solitamente menzionati sono l'alto costo dovuto alla richiesta di platino, la produzione di idrogeno per la mobilità elettrica, l'avvelenamento del catalizzatore quando si utilizza gas riformato o gas naturale, di conseguenza elevate esigenze di purezza del carburante e quindi una sostanziale riduzione dell'efficienza dal carburante all'energia, ecc. I responsabili delle decisioni si trovano oggi in una situazione imbarazzante poiché non esiste una solida base sull'impatto ambientale della tecnologia rispetto ai prodotti di riferimento. La tecnologia si è sviluppata in modo significativo negli ultimi anni. Ad esempio, il Dipartimento dell'Energia degli Stati Uniti mostra una riduzione del platino da 0,35 mg/cm² nel 2007 a 0,15 mg/cm² nel 2013 per un sistema di celle a combustibile PEM per autoveicoli da 80 kW23. Pertanto, studi interessanti sono di fatto superati (24-26). Il rapporto well-to-tank di Energy & Environmental Science (Pagina 4 di 32) Energy & Environmental Science Accepted Manuscript 5 del Joint Research Center presenta emissioni di gas serra molto basse per la produzione di idrogeno a seconda del percorso di produzione dell'idrogeno (2). Spesso gli inventari del ciclo di vita sono piuttosto semplici e non riflettono adeguatamente la complessità del sistema o addirittura gli inventari non sono divulgati (27-30). Alcuni studi si concentrano su pochi indicatori ambientali, come la domanda di energia e/o il cambiamento climatico, ma non affrontano l'intera gamma di impatti ambientali (26-29, 31). Le nuove tecnologie, in particolare la nanotecnologia, sono adatte a supportare la tecnologia delle celle a combustibile in produzione di sistemi di celle a combustibile migliorati (32, 33). Una maggiore efficienza che rende la tecnologia più accessibile si ottiene riducendo il carico del catalizzatore di metalli nobili attraverso il miglioramento dell'utilizzo e dell'attività del catalizzatore (34, 35). In breve, non esiste un'analisi delle prestazioni ambientali di una cella a combustibile PEM all'avanguardia con inventari del ciclo di vita ad alta risoluzione, che affronti un'ampia gamma di indicatori ambientali e confronti i prodotti di riferimento per la mobilità elettrica e μ -CHP. Un inventario più dettagliato che contenga l'analisi anche delle PEM per applicazioni μ-CHP si può trovare nel lavoro di Notter et al. del 2013 (36), al quale si è fatto riferimento per la costruzione dell'inventario della fase di assemblaggio della PEM che verrà poi eventualmente utilizzata nell'analisi delle configurazioni della nanogrid che la coinvolgono.

CARATTERISTICHE DELLA CELLA A COMBUSTIBILE

I tipici impianti μ -CHP per applicazioni domestiche hanno una potenza elettrica di circa 1 kW di picco. I sistemi basati su celle a combustibile PEM hanno un'efficienza elettrica di circa il 40% e un'efficienza termica di circa il 50%, il che porta a un'efficienza complessiva del 90%16-22. I dati di inventario del ciclo di vita della cella a combustibile PEM da 10 kW sono stati adeguati a una cella a combustibile con potenza di picco di 1 kW. Il sistema di riferimento è un impianto μ -CHP alimentato da un motore Stirling. Il motore Stirling ha la stessa potenza elettrica di picco della cella a combustibile PEM, ma un'efficienza complessiva leggermente superiore. L'efficienza elettrica è notevolmente inferiore rispetto all'impianto μ -CHP alimentato da celle a combustibile PEM, mentre la produzione di calore è sostanzialmente maggiore per l'impianto μ -CHP alimentato da motore Stirling.



Nella Figura 1 è raffigurato il flow chart bottom up della fase di produzione della fuel cell da impianto CHP.



4.5 - Figura 1. Diagramma di flusso del processo di produzione della PEM

ANALISI DELL'INVENTARIO

ACIDO ESACLORO PLATINICO

H₂PtCl₆ è il composto più facilmente disponibile in soluzione del platino. H₂PtCl₆ è prodotto sciogliendo il platino in acqua regia. L'acqua regia o acido nitro-cloridrico è una miscela di acidi altamente corrosiva, una soluzione gialla o rossa fumante. La miscela è formata mescolando acido nitrico concentrato e acido cloridrico. Il processo è tratto da un brevetto (37), ma la quantità di acidi si basa su considerazioni stechiometriche, presumendo una resa del 100% in platinio. La reazione:

$$Pt + 4 HNO_3 + 6 HCI \rightarrow H_2PtCI_6 + 4 NO_2 + 4 H_2O$$

Quindi il platino è reperibile commercialmente sciolto in una miscela di HCl e HNO_3 (temperatura al punto di ebollizione dell'acido nitrico di 86°C). La Tabella 1 presenta i dati di inventario per la produzione dell' $H_2PtCl_{6.}$


Produzione dell' acido esacloro platinico			
Inputs	Quantità		
Acido nitrico, 50% in acqua	1.2 kg	valore da stechiometria	
Acido cloridrico 30% in acqua	1.8 kg	valore da stechiometria	
Platino metallico	3.7 E-1 kg	valore da stechiometria, 74.2% dal Sud Africa	
Platino metallico	1.0E-1 kg	valore da stechiometria, 20.7% dalla Russia	
Elettricità Low-voltage Europa	1.8E-1kWh	Energia per scaldare la soluzione	
Impianto chimico	4E-10	Standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Trasporti via ferrovia	1.1E00 tkm	Distanze standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Trasporty via gomma (>16t Euro6)	3.5E-1 tkm	Distanze standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Outputs	Quantità		
Acido esacloro platinico	1.00E00 kg	Prodotto finale	
NO in aria	4.5E-1 kg	valore da stechiometria	
Calore dissipato	6.6E-1 MJ	Dall'input elettrico	
Trattamento di acque di scarico(class3/CH	2.0E-3 m3	H2O di reazione in valore stechiometrico	

Tabella 4.5. 1 - LCI del processo di produzione del H2PtCl6

POLVERE ELETTROCATALITICA

Il seguente set di dati contiene la produzione di un elettrocatalizzatore per una cella a combustibile PEM con nanoparticelle di platino (~ 3 nm) come metallo catalitico attivo. La quantità di platino è stata calcolata in modo da ottenere un 30% in peso di Pt nella polvere finale. Pertanto, il supporto di carbonio (carbon black) ha una quota di massa del 70% in peso. Il carbon black è disperso in glicole etilenico: quindi viene aggiunto il precursore del platino (H₂PtCl₆): la soluzione viene agitata per 12 ore a temperatura ambiente; successivamente viene filtrata, lavata ed essiccata. I dati si basano su valori industriali, sulla letteratura e su considerazioni stechiometriche. La Tabella 2 presenta l'analisi dell'inventario per la polvere elettrocatalitica.

Produzione dell' acido esacloro platinico			
Inputs	Quantità		
Carbon black	7.1E-1 kg	70% del carbon black nel prodotto finale	
Etilene glicole	6.7E-2 kg	Solvente	
Acido esacloro platinico	6.4E-1 kg	Precursore del Pt, in modo tale che il Pt finale sia 30wt%	
Nylon 66	3.1E-4 kg	Membrana per filtrazione	
Processo di estrusione plastica	3.0E-4 kg	Processo per ottenere la membrana filtrante	
Acqua Ultrapura	1.7E00 kg	Per lavaggio	
Detergente	1.7E-3 kg	per lavaggio	
Elettricità Low-voltage Europa	2.3 kWh	Energia per scaldare la soluzione	
Impianto chimico	4E-10 p	Standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Trasporti via ferrovia	8.6E-1 tkm	Distanze standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Trasporti via gomma (>16t Euro6)	1.4E-1 tkm	Distanze standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Outputs	Quantità		
Polvere elettrocatalitica	1.00 kg	Prodotto finale	
Calore dissipato	8.4 MJ	Dall'input elettrico	
Rifiuti solidi municipali(inceneritore)	1.4E-2 kg	eliminazione della membrana filtrante	
Trattamento di acque di scarico(class3/CH	2.1E-3 m ³	Etilene glicol e altri scarti di reazione	

Tabella 4.5. 2 - LCI per il processo di produzione di un elettrocatalizzatore in polvere con carbon black come supporto



ASSEMBLAGGIO ELETTRODI A MEMBRANA

L'assemblaggio degli elettrodi a membrana viene effettuato realizzando una struttura costituita da membrane elettrolitiche polimeriche (PEM) più il catalizzatore e lo strato di diffusione del gas (Gas Diffusion Layer, GDL). La PEM è inserita tra due elettrodi in cui è incorporato il catalizzatore. Gli elettrodi (anodo e catodo) sono isolati elettricamente l'uno dall'altro dalla PEM. La PEM è una barriera isolante (ai fluoropolimeri (PFSA), elettricamente permeabile ai protoni. La barriera consente il trasporto dei protoni dall'anodo al catodo attraverso la membrana ma costringe gli elettroni a viaggiare lungo un percorso conduttivo fino al catodo. Lo strato di diffusione del gas è un tessuto di carbonio rivestito, costituito principalmente da politetrafluoroetilene e carbonio. La polvere elettrocatalitica viene spruzzata sullo strato di diffusione del gas. L'elettrodo viene successivamente calandrato sulla membrana per formare l'assemblaggio degli elettrodi a membrana (Figura 2).

ELETTRODO A DIFFUSIONE DI GAS

L'elettrodo di diffusione del gas è il luogo in cui l'ossigeno e il carburante reagiscono per formare acqua, convertendo l'energia del legame chimico in energia elettrica. L'elettrodo a diffusione di gas deve offrire una conduttività elettrica ottimale, al fine di consentire un trasporto di elettroni con bassa resistenza ohmica.

Il GDE (Gas Diffusion Electrode) è costituito dallo strato di diffusione del gas (Gas Diffusion Layer (GDL) rivestito con la polvere dell'elettrocatalizzatore. L'elettrodo è costituito da politetrafluoroetilene (15%) e carbonio (85%). La polvere dell'elettrocatalizzatore viene applicata sul GDL mediante un processo di spruzzatura e essiccazione. Per questo la polvere dell'elettrocatalizzatore viene risolta in una soluzione di acqua e isopropanolo (38). Successivamente il GDE deve essere asciugato. I dati utilizzati per questo processo si basano in parte su valori industriali, sulla letteratura e su considerazioni termodinamiche e sono riportati in Tabella 3.





4.5 - Figura 2. Panoramica del sistema dei prodotti per la produzione di un elettrodo a membrana con carbone come supporto del platino

Produzione dell'elettrodo a diffusione di gas			
Inputs	Quantità		
POLVERE ELETTROCATALITICA	1.0E-3 kg	Caricata con 3mg/cm ² di Pt	
Isopropanolo	8.4E-1 kg	Solvente per il processo di spraying, 4:1 con H ₂ O	
Acqua Ultrapura	13.5E00 kg	Per lavaggio	
Graphite	1.2E-3 kg	proxy per lo strato di diffusione del gas (85% in grafite)	
Tetrafluoroetilene	2.1E-4 kg	proxy per lo strato di diffusione del gas (15% in PTFE)	
Elettricità Low-voltage Europa	1.8 kWh	Calcolata sull'entalpia di evaporazione dell'assciugatura	
Impianto chimico	4E-10 p	Standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Trasporti via ferrovia	1.5E-1 tkm	Distanze standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Trasporty via gomma (>16t Euro6)	2.5E-2 tkm	Distanze standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Outputs	Quantità		
Elettrodo a diffusione di gas	1.00 dm ²	Prodotto finale	
Acqua in aria	2.5E-3 m ³	Per evaporazione del solvente	
Isopropanolo	8.4 E-1 kg	Per evaporazione del solvente	
Calore dissipato	6.5 MJ	Dall'input elettrico	
Rifiuti solidi municipali(inceneritore)	9.1 E-6 kg	scarti di produzione	
Trattamento di acque di scarico(class3/CH	1.0 E-3 m ³	Per lavaggio del dispositivo	

Tabella 4.5. 3 - . LCI per il processo di produzione dell'elettrodo a diffusione di gas con carbon black come polvere elettrocatalitica



MEMBRANA (Nafion)

Una PEM è una membrana semipermeabile generalmente composta da ionomeri e progettata per condurre protoni mentre è impermeabile a gas come ossigeno, idrogeno, gas naturale, reforming ecc. La funzione essenziale, quando incorporata nell'assemblato per una cella a combustibile, è quella di separare i reagenti dal trasporto di protoni. Uno dei materiali PEM più comuni e disponibili in commercio è il fluoropolimero Nafion. Il Nafion è un fluoropolimero-copolimero a base di tetrafluoroetilene solfonato, un polimero sintetico con unità ioniche che prendono il nome di ionomeri. Le proprietà ioniche uniche di Nafion sono il risultato dell'incorporazione di gruppi di etere perfluorovinilico con gruppi solfonato terminali su una spina dorsale di tetrafluoroetilene (39, 40). Il Nafion viene utilizzato come conduttore di protoni per celle a combustibile a membrana a scambio protonico (PEM) grazie alla sua eccellente capacità termica e stabilità meccanica.



I polimeri costituenti il Nafion vengono sintetizzati mediante la copolimerizzazione

del tetrafluoroetilene e un derivato di un perfluoro-alchil-vinil-etere con fluoruro di acido solfonilico. Il prodotto risultante è un polimero termoplastico contenente fluoruro di sulfonile (-SO₂F) che viene estruso in film. Questi gruppi (-SO₂F) vengono convertiti in gruppi solfonato (-SO₃⁻ Na⁺) per trattamento con soda a caldo. Tale forma di Nafion, denominata forma neutra o salina, viene infine convertita nella forma acida contenente i gruppi dell'acido solfonico (-SO₃H). Il Nafion può essere ottenuto per cating in film sottili riscaldando in alcol acquoso a 250 ° C in autoclave. Il modello di inventario del ciclo di vita (Tabella 4) segue principalmente il processo originariamente sviluppato da Grot (41, 42).

Produzione della membrana PEM			
Inputs	Quantità		
Tetrafluoroetilene	9.3E-1 kg	copolimero TFE; mol-ratio copol1/copol2=7.5/1	
Acrylonitrile-butadiene-styrene copol.	3.1E-2 kg	Rappresentano il copol. 2: 3,6-dioxa-4-methyl-7-	
Styrene-acrylonitrile copol.	3.1E-2 kg	octene sulfonyl fluoride con le stesse proporzioni di	
Ethylene vinyl acetate copol.	3.1E-2 kg	copol, mol-ratio copol.1/copol.2=7.5/1	
Sulfonyl]urea-compounds	3.1E-2 kg		
Calandratura PVC	1 kg	processo Ecolnvent con l'energia per il processo	
Ammoniaca liquida	9.7E-1 kg	stima; per la "bollitura" del copol.	
Ammoniaca liquida	9.3 E-3 kg	Rappresentano la produzione dell'amide di potassio	
Cloruro di potassio in forma di K ₂ O	4.1E-2 kg		
Sodio, da elettrolisi cloruro	1.3E-2 kg		
Calore da impianto industriale	3.0E-2 MJ	Calore richiesto per la produzione dell'amide di potassio	



Elettricità Low-voltage Europa	1.1 kWh	Elettricità per la produzione dell'amide di potassio
Impianto chimico	4E-10 p	Standard dalle linee-guida Ecoinvent
Trasporti via ferrovia	8.3E-1 tkm	Distanze standard dalle linee-guida Ecoinvent
Trasporty via gomma (>16t Euro6)	2.1E-1 tkm	Distanze standard dalle linee-guida Ecoinvent
Outputs	Quantità	
Membrana PEM	1.00 kg	Prodotto finale
Idrogeno	5.5E-4 kg	da reazione di ammoniaca con cloruro di potassio
Calore dissipato	3.8 MJ	Dall'input elettrico
Rifiuti solidi municipali(inceneritore)	9.1 E-6 kg	NaCl dalla produzione dell'amiode di potassio

Tabella 4.5. 4 - LCI per il processo di produzione di una membrana elettrolitica polimerica

ASSEMBLAGGIO DELL'ELETTRODO A MEMBRANA

Il processo prevede la calandratura dello strato di diffusione del gas sulla PEM. Lo strato (il cui inventario è già stato effettuato nei paragrafi precedenti) è rivestito con una polvere elettrocatalitica con carbon black e supporto di carbonio (grafite). Si presume che lo spessore della PEM sia 50 μ m (43). L'inventario è riportato in Tabella 5.

Asseblaggio dell'elettrodo a membrana			
Inputs	Quantità		
MEMBRANA PEM (Nafion)	1.2E-3 kg	valore calcolato per spessore di 50 µm e densità PTFE	
ELETTRODO A DIFFUSIONE DI GAS	1.0 dm ²	riferito all'unità funzionale	
Elettricità Low-voltage Europa	1.7E-2 kWh	Energia per l'assemblaggio	
Impianto chimico	4E-10 p	Standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Trasporti via ferrovia	6.9E-5 tkm	Distanze standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Trasporty via gomma (>16t Euro6)	1.2E-5 tkm	Distanze standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Outputs	Quantità		
ASSEMBLAGGIO	1.00 dm ²	Prodotto finale	
Calore dissipato	6.0 e-2 MJ	Dall'input elettrico	
Rifiuti solidi municipali(inceneritore)	5.5 E-5 kg	scarti di membrana	

Tabella 4.5. 5 - LCI per il processo di assemblaggio dell'elettrodo a membrana

CELLA A COMBUSTIBILE PEM - SPECIFICHE DEL PRODOTTO

Gli elettrodi, una volta assemblati, sono impilati tra piastre dette flow plates, in modo tale che ciascuna piastra sia sigillata contro quella successiva. La pila di celle è inserita tra le piastre terminali. Le piastre terminali sono avvitate insieme sotto pressione moderata sugli elettrodi a membrana, per garantire che ognuno sia sigillato. Le piastre terminali sono infine dotate di raccordi per l'ingresso e l'uscita del gas. La pila di celle è posta in un involucro e dotata di un BoP. La Figura 3 illustra il sistema per l'unità a celle a combustibile PEM.





4.5 - Figura 3. Flow chart del sistema cella a combustibile PEM

BIPOLAR FLOW PLATES

La "bipolar flow plate" o piastra di flusso bipolare è un componente multifunzionale all'interno di uno stack di celle a combustibile PEM. La sua funzione principale è fornire gas reagenti al gas diffusion layer attraverso canali di flusso. L'efficacia del trasporto del reagente dipende in parte dalla progettazione del campo di flusso (44), quindi il nome alternativo per una piastra bipolare è piastra del campo di flusso. Le piastre di flusso bipolari devono fornire connessioni elettriche tra le singole celle. Inoltre, devono anche rimuovere efficacemente l'acqua prodotta al catodo. Le piastre bipolari devono anche essere relativamente impermeabili ai gas, sufficientemente resistenti per resistere all'assemblaggio in cataste e facilmente producibili in serie. La produzione della grande maggioranza dei compositi carbonio-polimero prevede lo stampaggio a caldo di cariche di carbonio o grafite in una matrice termoindurente (resina epossidica, resine fenoliche). Il contenuto tipico di carbonio varia tra il 50 e l'80 % in peso. I dati dell'inventario del ciclo di vita (Tabella 6) si basano principalmente sui dati della letteratura (45, 46).

Produzione della bipolar flow plate		
Inputs	Quantità	
Grafite	2.7E-2 kg	65% grafite
Resina fenolica	7.2E-3 kg	Per assunzione: stessa proporzione di resina
Resina epossidica	7.2E-3 kg	fenolica ed epossidica (17.5%)



Elettricità Low-voltage Europa	1.1E-3 kWh	Per processo di stampaggio a caldo
Impianto per lavorazione dei metalli	1.3E-14 kgp	Standard dalle linee-guida Ecoinvent
Trasporti via ferrovia	1.3E-2 tkm	Distanze standard dalle linee-guida Ecoinvent
Trasporty via gomma (>16t Euro6)	2.9E-3 tkm	Distanze standard dalle linee-guida Ecoinvent
Outputs	Quantità	
BIPOLAR FLOW PLATE	1.00 dm ²	Prodotto finale
Calore dissipato	4.1E-3 MJ	Dall'input elettrico
Rifiuti solidi municipali(inceneritore)	2.1 E-3 kg	5% scarti

 Tabella 4.5.
 6 - LCI del processo di produzione della piastra di flusso bipolare

STACK

L'assemblaggio dello stack di celle è un processo in cui vengono impilati gli elettrodi assemblati, ciascuno separato da una piastra di flusso bipolare. Il numero di singoli elettrodi assemblati inclusi nello stack di celle determina la potenza di picco della cella a combustibile. Ogni piastra di flusso bipolare è sigillata contro quella successiva con PTFE impedendo il passaggio dei reagenti (carburante e aria) sul lato sbagliato dell'elettrodo. Lo stack di celle è inserito tra le piastre terminali e fissato con viti a pressione moderata in modo da garantire la conduttività elettrica. Le piastre terminali sono dotate di raccordi per l'ingresso del carburante e l'uscita del vapore acqueo. I dati LCI per gli stack di celle sono mostrati nella Tabella 7.

Produzione dello stack per la PEM fuel cell 10kW			
Inputs	Quantità		
ELETTRODO ASSEMBLATO	7.7E2 dm ²		
BIPOLAR FLOW PLATE	9.7E2 dm ²		
Acciaio al Cromo	9.9 kg	Piastra terminale	
Tetrafluoroetilene	1.5 KG	Sigillante dei bipolar plates	
Impianto per lavorazione metalli	3.5E-9 p	Standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Fabbricazione di prodotti siderurgici	1.5 kg	Raccordi, barre e viti in acciaio	
Trasporti via ferrovia	3.1E1 tkm	Distanze standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Trasporty via gomma (>16t Euro6)	5.1 tkm	Distanze standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Outputs	Quantità		
STACK per la Fuel Cell PEM 10kW	1.00 p	Prodotto finale	

Tabella 4.5. 7 - LCI del processo di produzione di una unità di stack per una cella

CELLA A COMBUSTIBILE PEM

Lo stack per le celle a combustibile PEM è collocato in un contenitore ed equipaggiato con un "Balance of Plant" (BoP). Per il calore e l'energia combinati, la cella a combustibile PEM è generalmente immagazzinata in una scatola di acciaio insieme ad altre apparecchiature necessarie per una centrale termica ed elettrica combinata. Si presume che la lamiera di acciaio abbia le dimensioni della PEM, più 2 cm di spazio su ciascun lato e uno spessore di 1 mm. Il BoP invece è l'infrastruttura della cella a combustibile, escluse le singole celle. Il BoP è costituito quindi, dalle parti elettriche e meccaniche, come cavi, schede di cablaggio stampate, connettori a morsetto e connettori per dispositivi elettronici e un compressore del gas. Il compressore del gas deve produrre una pressione specifica sul carburante per essere alimentato in modo efficiente nelle celle a combustibile. I dati LCI per laassemblaggio di una cella a combustibile PEM sono forniti nella Tabella 8.



Produzione della PEM fuel cell 10kW			
Inputs	Quantità		
PEM FUEL CELL STACK	1 p		
Scheda elettronica stampata	6.5E-2 kg	Assunta la stessa quantità della batteria al Li	
Compressore, 4kW	1E-1 p	10% per fornire la P necessaria per l'alimentazione	
cavi per dati	5.0 m	Assunta la stessa quantità della batteria al Li	
cavo a tre conduttori	5.0 m	Assunta la stessa quantità della batteria al Li	
Rolling Acciaio	6.3 kg	Case: 3.4x3.4x4.2 dm; spessore dell'acciao 1mm	
Acciaio unalloyed	6.3 kg	Case: 3.4x3.4x4.2 dm; spessore dell'acciao 1mm	
Connettore a morsetto	2.0E-2 kg	Assunzione	
Connessione periferica computer	2.0E-2 kg	Assunzione	
Connessione PCI bus	2.0E-2 kg	Assunzione	
Trasporti via ferrovia	4.4E+1 tkm	Distanze standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Trasporty via gomma (>16t Euro6)	7.3 tkm	Distanze standard dalle linee-guida Ecoinvent	
Outputs	Quantità		
Fuel Cell PEM 10kW	1.00 p	Prodotto finale	

Tabella 4.5. 8 - LCI della fase di assemblaggio di una cella a combustibile PEM da 10kW



VALUTAZIONE DELL'IMPATTO AMBIENTALE



4.5 - Figura 4. Diagramma a rete degli impatti calcolati con il metodo IPCC

Andando ad analizzare il diagramma degli impatti relativi ai prodotti utilizzati ed ai processi associati alla produzione di una PEM si nota subito come tutto ciò che si porta in eredità il platino presenta la maggior parte del carico ambientale. Questo è dovuto ai metodi di estrazione nei paesi del Sud Africa (e Russia), per la modalità di produzione dell'energia elettrica utilizzata in tali parti del mondo. Il metodo di calcolo utilizzato è l'IPCC (Intergovernmental Panel of Climate Change) il cui indicatore d'impatto è il Kg di CO₂eq. Nel diagramma è riportato l'impatto come percentuale su 1 unità PEM.





In Figura 5 è rappresentata la valutazione degli impatti della produzione dell'acido esacloroplatinico utilizzato per la polvere elettrocalitica. Come riportato dalla letteratura utilizzata per la compilazione dell'inventario, il Pt proviene principalmente dal Sud Africa (giallo) e una parte più piccola dalla Russia (blu). Gli altri prodotti e processi nella fase di produzione sono praticamente trascurabili.



4.5 - Figura 6. Profilo Profilo ambientale degli impatti percentuali dell'estrazione del Pt in SudAfrica. Metodo IPCC GWP 100a

Andando ad analizzare i profili ambientali (Figura 7) (sempre con il metoto IPCC), si vede come è il metodo di produzione dell'elettricità in Sud Africa il processo che influenza grandemente le emissioni di CO₂ (verde scuro), mentre gli altri processi influiscono in maniera minore. Infatti, la produzione di energia elettrica in questa parte del mondo risulta essere circa l'85% del totale (Dato Ecolnvent per l'alto voltaggio).





4.5 - Figura 7. Profilo ambientale degli impatti percentuali dell'estrazione del Pt in Russia. Metodo IPCC GWP 100a

Stesso discorso vale per il processo di produzione in Russia (Figura 7) anche se in modo un po' meno evidente.



4.5 - Figura 8. Impatti ambientali per la batteria calcolati con metodo ReCiPe MidPoint 2016

Osservando l'analisi con il metodo ReCiPe MidPoint si vede come la produzione dello stack sia il processo che porta il carico ambientale dominante in tutte le categorie d'impatto. Questo perché essa ingloba tutti i processi che contengono in origine l'H₂PtCl₆, e di conseguenza gli impatti derivanti l'estrazione del Pt (Figura 1). Gli unici materiali/processi che si possono distinguere in maniera minore sono il compressore dell'aria ed i cavi a tre conduttori per le categorie delle tossicità umana terrestre ed acquatica.





4.5 - Figura 9. Profilo ambientale del compressore per la categoria d'impatto "Terrestrial Ecotoxicity" con Metodo ReCiPe MidPoint

Il profilo ambientale per la categoria d'impatto "Terrestrial Ecotoxicity" per il compressore ad aria mostra come tale effetto sia dovuto principalmente alla presenza massiccia relativa di Rame (Figura 9).



4.5 - Figura 10. Profilo ambientale dei cavi per la categoria d'impatto "Terrestrial Ecotoxicity" con Metodo ReCiPe MidPoint

Stesse considerazioni possono essere fatte per il cavo a tre conduttori (Figura 10).

Visto che l'elemento predominante gli impatti ambientali era a carico dei processi di estrazione del platino, si è ritenuto opportuno andare ad osservare più da vicino come potessero essere smorzati ed effettuare su tale processo un'analisi di sensitività.

Si è quindi confrontato la voce relativa al platino disponibile sul commercio, con quello proveniente dal Sud Africa e con quello ottenibile attraverso il processo di riciclaggio di Pt, Pd e Rh dalle marmitte catalitiche dismesse (tutti i dati disponibili sul database Ecoinvent). Il metodo IPCC rileva già una differenza fra il sud-africano ed il globale in quanto quest'ultimo risulta essere una media dei vari metodi di ottenimento della materia prima in tutto il mondo.





4.5 - Figura 11. Confronto fra il GWP calcolato con il metodo IPCC fra acido esacloro platinico proveniente dal Sud Africa, proveniente dal mercato globale o dal mercato europeo

La differenza diventa però marcatissima rispetto a quello ottenuto per riciclaggio dalle marmitte catalitiche (Figura 11). L'energia elettrica necessaria al processo, come mostra la figura che riporta il diagramma come rete degli impatti calcolati con il metodo IPCC, proviene dal mercato europeo (dove ha sede l'operazione di riciclaggio) e principalmente dalla Germania (Figura 12).



4.5 - Figura 12.Diagramma a rete degli impatti calcolati con il metodo IPCC, per l'acido esacloro platinico ottenuto da Platino riciclato dalle marmitte catalitiche di automobile





4.5 - Figura 13. Confronto fra la PEM costruita con Pt SA&RU, Pt derivante dal mercato globale e Pt proveniente da riciclo, calcolato con il Metodo ReCiPe 2016 Midpoint, caratterizzazione

Stesse considerazioni possono essere fatte osservando i risultati ottenuti con il metodo ReCiPe MidPoint (Figura 13), in cui lo stesso trend viene rispettato per tutte le categorie d'impatto.



4.5 - Figura 14. Confronto fra la PEM costruita con Pt SA&RU, Pt derivante dal mercato globale e Pt proveniente da riciclo, calcolato con il Metodo ReCiPe 2016 Endpoint, caratterizzazione

Per semplicità di lettura dei risultati si riporta in figura anche l'istogramma relativo al calcolo con il metodo ReCiPe EndPoint (Figura 14), in cui le categorie d'impatto vengono allocate in tre grandi categorie di danno, una relativa alla salute umana una relativa agli ecosistemi ed una all'impoverimento di risorse.



BIBLIOGRAFIA

1. EC, 2030 framework for climate and energy policies,

http://ec.europa.eu/clima/policies/2030/index_en.htm, Accessed 27.11.2014, 2014.

2. R. EDWARDS, J.-F. LARIVÉ, D. RICKEARD and W. WEINDORF, *Well - to -Tank Report Version 4.a. JC Well - to - Wheels Analysis* Joint Research Centre, Luxembourg, 2014.

3. M. Contestabile, G. J. Offer, R. Slade, F. Jaeger and M. Thoennes, *Energy & Environmental Science*, 2011, **4**, 3754-3772.

4. A. Hawkes, I. Staffell, D. Brett and N. Brandon, *Energy & Environmental Science*, 2009, **2**, 729-744.

5. Nat Nano, 2007, **2**, 325-325.

6. E. G. Hertwich and G. P. Peters, *Environmental Science & Technology*, 2009, **43**, 6414-6420.

7. T. Kenny and N. F. Gray, Environment International, 2009, 35, 259-272.

8. C. L. Weber and H. S. Matthews, Ecological Economics, 2008, 66, 379-391.

9. D. A. Notter, R. Meyer and H.-J. Althaus, *Environmental Science & Technology*, 2013, **47**, 4014-4021.

10. S. Gold, in *Handbook of Climate Change Mitigation*, eds. W.-Y. Chen, J. Seiner, T. Suzuki and M. Lackner, Springer US, 2012, ch. 43, pp. 1657-1702.

11. U. Eberle, B. Muller and R. von Helmolt, *Energy & Environmental Science*, 2012, **5**, 8780-8798.

12. C. Mohrdieck, *World Electric Vehicle Journal*, 2009, **3**, 5.

13. Honda, How FCX Clarity FCEV Works, http://automobiles.honda.com/fcx-clarity/how-fcxworks.aspx, Accessed 15.12.2014, 2014.

 Toyota, Fuel Cell Vehicle - A vehicle running on hydrogen, http://www.toyotaglobal. com/innovation/environmental_technology/fuelcell_vehicle/, Accessed 15.12.2014, 2014.

15. Volkswagen, Zero emissions with hydrogen fuel cell

http://www.volkswagenag.com/content/vwcorp/info_center/en/themes/2014/11/fuel_cell.html, Accessed 5.1.2015, 2015.

16. A. Arsalis, M. P. Nielsen and S. K. Kær, Int J Hydrogen Energ, 2012, 37, 2470-2481.

17. ClearEdgePower, Clear Edge Power Model 5 Fuel Cell System

http://pdf.directindustry.com/pdf/clear-edge-power-119731.html, Accessed 15.8.2014, 2014.

18. ClearEdgePower, Clear Edge Power Model 400 Fuel Cell System

http://pdf.directindustry.com/pdf/clear-edge-power-119731.html, Accessed 15.8.2014, 2014.

19. J. Spendelow, J. Marcinkoski and D. Papageorgopoulos, *Micro CHP Fuel Cell System Targets*, U.S. Department of Energy, 2012.

20. PSP, Advent - Corporate Presentation,

http://www.psp.org.gr/sites/default/files/Advent%20Technologies%20Coproration%20Present ation.pdf, Accessed 25.11.2014, 2014.

21. Fuel Cells Bulletin, 2013, **2013**, 7.

22. Viessmann, Fuel cell heating appliance - VITOVALOR 300-P,

http://www.viessmann.co.uk/content/dam/internet_uk/Brochures/Vitovalor%20300-P.pdf, Accessed 11.10.2014, 2014.

23. J. Spendelow and J. Marcinkoski, Fuel Cell System Cost - 2013, U.S. Department of Energy,

Valutazioni di sostenibilità economica ed ambientale delle diverse soluzioni tecnologiche proposte Rapporto Tecnico – D1.8

2013.

24. M. Pehnt, Int J Hydrogen Energ, 2001, 26, 91-101.

25. M. Granovskii, I. Dincer and M. A. Rosen, Int J Hydrogen Energ, 2006, **31**, 337-352.

26. A. Schäfer, J. B. Heywood and M. A. Weiss, *Energy*, 2006, **31**, 2064-2087.

27. F. Joseck and J. Ward, *Cradle to Grave Lifecycle Analysis of Vehicle and Fuel Pathways*, U.S. Department of Energy, 2014.

28. D. Garraín, Y. Lechón and C. Rúa, Smart Grid and Renewable Energy, 2011, 2, 68-74.

29. S. R. Dhanushkodi, N. Mahinpey, A. Srinivasan and M. Wilson, *Journal of Environmental Informatics*, 2008, **11**.

30. J. Ally and T. Pryor, *J Power Sources*, 2007, **170**, 401-411.

31. M. M. Hussain, I. Dincer and X. Li, *Applied Thermal Engineering*, 2007, **27**, 2294-2299.

32. W. Zhang, P. Sherrell, A. I. Minett, J. M. Razal and J. Chen, *Energy & Environmental Science*, 2010, **3**, 1286-1293.

33. S. Basri, S. K. Kamarudin, W. R. W. Daud and Z. Yaakub, *Int J Hydrogen Energ*, 2010, **35**, 7957-7970.

34. K. Lee, J. Zhang, H. Wang and D. P. Wilkinson, J Appl Electrochem, 2006, 36, 507-522.

35. A. Orfanidi, M. K. Daletou and S. G. Neophytides, *Applied Catalysis B: Environmental*, 2011, **106**, 379-389.

36. Dominic Notter, Katerina Kouravelou, Theodoros Karachalios, Maria K. Daletou, Nara Tudela Haberland, *Energy & Environmental Science*, 2013, **1**, 1-33.

37. M. Fritsch and R. Jurk, Google Patents 2012.

38. A. Orfanidi, M. K. Daletou and S. G. Neophytides, *Applied Catalysis B: Environmental*, 2011, **106**, 379-389.

39. C. Heitner-Wirguin, *Journal of Membrane Science*, 1996, **120**, 1-33.

40. K. A. Mauritz and R. B. Moore, *Chemical Reviews*, 2004, **104**, 4535-4586.

41. W. Grot, Google Patents, 1974.

42. W. Grot, Introduction to NAFION, http://www.nafion.mysite.com/, Accessed 28th April, 2014.

43. J. St-Pierre, in *Encyclopedia of Electrochemical Power Sources*, ed. J. Garche, Elsevier, Amsterdam, 2009, pp. 901-911.

44. J. S. Cooper, J Power Sources, 2004, **129**, 152-169.

45. A. S. Woodman, E. B. Anderson, K. D. Jayne and M. C. Kimble, *Development of Corrosion-Resistant Coatings for Fuel Cell Bipolar Plates - in "Proceedings AESF SUR/FIN '99: Annual International Technical Conference, June 21-24, 1999, Cincinnati, Ohio, American Electroplaters and Surface Finishers Society, Andover, 1999.*

46. X. Z. Yuan, H. Wanga, J. Zhanga and D. P. Wilkinson, *Journal of New Materials for Electrochemical Systems*, 2005, **8**, 257-267.



4.6. ANALISI LCC DELLA FASE DI PRODUZIONE DI UNA CELLA A COMBUSTIBILE DI TIPO PEM PER USO CHP

In questa sezione è presentata la monetizzazione degli impatti ambientali del sistema in analisi, nonché il confronto dei risultati ottenuti nei casi in cui lo stack della PEM sia ottenuto da marmitte catalitiche (quindi riciclato) oppure sia uno stack nuovo con metalli ottenuti dalle miniere di Russia e Africa. Poiché la cella a combustibile utilizzata nel dimostratore viene acquistata e non prodotta all'interno del Progetto, il Life Cycle Costing viene effettuato solo sui costi esterni, cioè sui costi che la società deve pensare di mettere in conto per rimediare agli impatti ambientali generati da questa tecnologia.

La valutazione monetaria viene utilizzata nella valutazione del ciclo di vita (LCA) per uniformare gli impatti ambientali altrimenti espressi con unità di misura diverse e quindi non direttamente confrontabili, al fine di facilitare la comunicazione e l'uso della LCA nei processi decisionali. Sebbene diversi autori abbiano discusso i vantaggi dell'utilizzo della valutazione monetaria nella fase di ponderazione dell'LCA, la sua attuazione pratica è ancora difficile.

La valutazione monetaria consiste nel convertire le misure degli impatti sociali e/o biofisici in unità monetarie e viene utilizzata per determinare il valore economico dei beni non di mercato, cioè beni per i quali non esiste mercato. La conversione degli impatti ambientali derivanti dal LCA viene effettuata attraverso fattori di monetizzazione.

Molti studi si sono impegnati al fine di trovare i fattori di monetizzazione più appropriati per ciascuna delle categorie di impatto risultanti dall'analisi ambientale del ciclo di vita, tuttavia, le metodologie di calcolo di questi fattori possono variare considerevolmente con il risultato che i fattori di monetizzazione che emergono dagli studi di letteratura sono spesso discordanti. In Amadei et al. (2021) è stata effettuata una revisione della letteratura con l'obiettivo di valutare criticamente gli approcci di valutazione monetaria disponibili ed evidenziare le sfide e le esigenze di ricerca per lo sviluppo dei fattori di monetizzazione da applicare ai metodi di valutazione dell'impatto del ciclo di vita. La revisione ha evidenziato una variabilità significativa nella disponibilità di coefficienti di valutazione monetaria tra le categorie di impatto, con alcuni (ad esempio, il cambiamento climatico) comunemente analizzati, rispetto ad altri (ad esempio, l'eutrofizzazione terrestre) con pochissime informazioni disponibili fino ad oggi.

METODOLOGIA

Visto il quadro generale per la monetizzazione degli impatti ambientali risultanti dalla precedente analisi LCA, abbiamo deciso di selezionare solo alcune categorie. Sono state selezionate le categorie del metodo Recipe per le quali è presente un maggior numero di studi in letteratura e una maggiore concordanza nell'approccio alla valutazione e nei risultati, che sono: "Climate Change", "Ozone Depletion", "Terrestrial Acidification", "Photochemical Oxidant Formation", "Particulate Matter Formation", "Ionising Radiation", e "Human Toxicity".



Per ognuna di queste categorie sono stati selezionati i fattori di monetizzazione (come raffigurato nella Tabella 1) equivalenti alla media di tutti i fattori di monetizzazione presenti in letteratura per ciascuna categoria (Amadei, 2021).

Categoria LCA	Amadei (Media)	Unità di misura
Climate change	2,72E-01	€/kgCO2 eq
Ozone depletion	5,55E-01	€/kg CFC-11 eq
Terrestrial acidification	4,07E+00	€/kg SO2 eq
Photochemical oxidant formation	3,51E+00	€/kg NMVOC
Particulate matter formation	3,73E-01	€/kg PM10 eq
lonising radiation	2,13E-01	€/kBq U235 eq
Human toxicity	1,23E-01	€/kg 1-4 Dbq eq.

Tabella 4.6. 1 - Fattori di monetizzazione equivalenti alla media di tutti i fattori di monetizzazione presenti in letteratura per ciascuna categoria (Amadei, 2021)

Una volta scelti i fattori di monetizzazione il calcolo del costo economico degli impatti ambientali (Environmental Cost, EC) è stato effettuato secondo la seguente equazione:

EC=Punteggio LCA_{ic}*Fattore di monetizzazione_{ic} (\in) Equazione 1

dove il punteggio LCA per la categoria di impatto selezionata "*ic*" è stato calcolato nell'analisi LCA precedentemente sviluppata nella sezione precedente. L'unità funzionale e l'inventario utilizzati sono equivalenti a quelli dell'analisi LCA.



Confronto dei costi ambientali delle due tipologie di PEM

I risultati dell'analisi LCA hanno mostrato che il plato (Pt), rappresenta la componente più impattante dello stack della PEM. L'analsisi ha dimostrato come tali impatti siano dovuti al fatto che il Pt reperibile sul mercato globale proviene principalmente dalle miniere di SudAfrica e Russia; in tali paesi l'energia elettrica necessaria per l'estrazione proviene in parte da centrali a carbone e risulta molto inquinante. L'alternativa per la reperibilità del Pt è il riciclo dalla dismissione delle marmitte catalitiche del settore automobilistico.

Nella Figura 1 sono mostrati i risultati ottenuti dalla monetizzazione degli impatti ambientali della PEM che utilizza il platino estratto dalle miniere.



^{4.6 -} Figura 1. Monetizzazione delle categorie di impatto selezionate relative ad una PEM che utilizza Pt estratto dalle miniere

Il costo ambientale totale di una PEM che utilizza platino estratto dalle miniere è pari a circa 19.400 €. Le categorie che pesano maggiormente sui danni ambientali sono la "Human Toxicity" (7.840 €), "Climate Change" (5.250 €) e "Terrestrial Acidification" (4.023 €). Anche la categoria "Photochemical Oxidant Formation" con un ammontare di circa 1.966 € rappresenta un costo ambientale significativo mentre sono di minor rilevanza le tre categorie rimanenti: "Particulate Matter Formation", "Ionising Radiation" e "Ozone Depletion".

Nel Figura 2 sono invece rappresentati i costi ambientali per ciascuna categoria di impatto di una PEM che utilizza il platino riciclato dalle marmitte catalitiche.





4.6 - Figura 2. Monetizzazione delle categorie di impatto selezionate relative ad una PEM che utilizza Pt riciclato dalle marmitte catalitiche

Il costo totale ambientale utilizzando platino riciclato si riduce di più del 90 % per un ammontare di circa 1.850 €. Utilizzando il platino riciclato si ottiene un'inversione nel ranking del danno delle categorie ambientali. Sebbene minore in valore assoluto, la categoria "Photochemical oxidant formation" è in percentuale più impattante nel caso in cui venga utilizzato il platino riciclato (circa il 43 % contro il 10 % circa del caso precedente). Le categorie "Terrestrial Acidification" e "Human Toxicity", al contrario, subiscono delle riduzioni percentuali sul totale, come dimostrato dal Figura 3, nel quale vengono messi a confronto i danni economici per categoria di impatto delle due alternative analizzate.



4.6 - Figura 3. Confronto dei danni economici percentuali per ciascuna categoria di impatto

Le percentuali sul totale delle categorie "Human Toxicity" e "Terrestrial Acidification" si riducono rispettivamente dal 40% al 8% e dal 21% al 2%. Il motivo di questa riduzione è da attribuire all'elevato impatto su queste due categorie causato dall'estrazione mineraria.

In conclusione, l'utilizzo di platino riciclato dalle marmitte catalitiche provoca una riduzione del danno economico ambientale delle PEM maggiore del 90% causata principalmente dalla



diminuzione degli impatti ambientali nelle categorie "Human Toxicity" e "Terrestrial Acidification".

BIBLIOGRAFIA

Amadei, Andrea Martino, Valeria De Laurentiis, and Serenella Sala. "A review of monetary valuation in life cycle assessment: State of the art and future needs." Journal of Cleaner Production 329 (2021): 129668



4.7. ANALISI LCA CONSEQUENZIALE DI UN SISTEMA DI ACCUMULO IBRIDO IDRICO-ELETTRICO

Il sistema ibrido idrico-elettrico del Progetto ComESto ha come obiettivo l'individuazione dell'architettura ottimale di un sistema ibrido di accumulo elettrico idrico che ottimizzi l'uso delle FER quale sistema di alimentazione per gli impianti di sollevamento a servizio del sistema di adduzione e distribuzione dell'acqua potabile. Al contempo il sistema deve assicurare le dovute riserve idriche ed elettriche per rendere il più possibile autonomo il funzionamento dei sistemi locali di distribuzione dell'acqua potabile all'interno dei singoli edifici.

Gli schemi di flusso elaborati per la realizzazione di un modello per l'LCA sono riportati nelle Figure 1 e 2.



4.7 - Figura 1. Flow Chart del macro-sistema di accumulo ibrido idrico-elettrico







InPut: Tank/autoclave Batteria Li (kWh, n.) Pico-turbina (v scheda tecnica 0.5-0.4L/s <500W) H₂O: 150 L/ab/d Tubature, connessioni elettriche

4.7 - Figura 2. Flow Chart del micro-sistema di accumulo ibrido idrico-elettrico

La struttura di alimentazione idrica della città e limitrofi è di grandi dimensioni e conseguentemente coinvolge diversi serbatoi di acqua potabile con annesso il relativo sistema di distribuzione (tubature, giunzioni, scavi del sottosuolo, etc). Tale struttura è già presente al momento del progetto, che del resto intende individuare una architettura ottimale per un sistema efficiente destinato agli impianti di sollevamento, anche a livello condominiale, ma non intende intervenire a livello delle infrastrutture esistenti.

La modellazione di un'analisi del ciclo di vita deve quindi partire, oltre dalla definizione dei confini del sistema, anche del "Goa&Scope" cioè di quello che si vuole valutare dal punto di vista ambientale per il sistema di accumulo ibrido idrico-elettrico all'interno del Progetto. Infatti, le tecnologie messe a punto in ComESto sono finalizzate all'immagazzinamento di energia rinnovabile, che poi deve essere gestita in maniera *smart* dalla nanogrid. In questo particolare sistema di accumulo non convenzionale però ci sono due servizi che vengono forniti al cittadino: l'energia (da PV o da idroelettrico, sistema ibrido appunto) e l'acqua potabile. In una LCA tradizionale (che viene definita" attribuzionale"), gli impatti derivanti dalla costruzione, dall'uso e dalla dismissione dell'impianto (cioè del suo ciclo di vita) dovranno essere ripartiti (cioè allocati) fra queste due unità funzionali.



Per la soluzione di questo sistema complesso è necessario valutare l'utilizzo di un particolare approccio. Esistono infatti due modelli di LCA, quello utilizzato per quasi tutto il Progetto e cioè la LCA attribuzionale e un modello più innovativo: la LCA consequenziale. Il modello attribuzionale è quello convenzionale – già formalizzato negli anni '90 (Iso 14040) che fornisce un quadro statico degli impatti associati a tutti i processi inclusi nei confini del sistema oggetto di studio. Il modello consequenziale invece, definito formalmente solo nel 2011, è stato sviluppato per consentire i collegamenti tra modelli ambientali ed economici (Consequential-LCA (2021). *Why and when?* Last updated: 2021-08-20. <u>http://www.consequential-lca.org</u>). Lo scopo di tale modello è quantificare le conseguenze di interventi effettuati per la mitigazione dell'impatto a carico del sistema oggetto di studio. Gli studi consequenziali includono non tanto i processi del reale (o proposto) sistema produttivo, quanto quelli che hanno più probabilità di rispondere a un cambiamento della domanda a seguito delle decisioni prese per ridurre l'impatto ambientale (sistemi marginali). Altra caratteristica di tale approccio è indirizzare l'analisi verso un ampliamento dei confini del sistema piuttosto che all'utilizzo dell'allocazione.

Un esempio tipico è la diffusione degli impianti di cogenerazione a biomassa agricola per ridurre la domanda di energia elettrica dal mix energetico nazionale. Per cui gli studi consequenziali devono tenere conto delle interazioni tra politiche di settore e dei cambiamenti di comportamento dei consumatori. Applicare un approccio di LCA consequenziale significa quindi identificare le conseguenze ambientali di una decisione o proposta di cambiamento nel sistema in esame (orientandosi al futuro), tenendo in considerazione il mercato e le implicazioni economiche di una decisione.

Applicando l'approccio consequenziale al sistema d'accumulo ibrido idrico-elettrico di ComESto, quindi, andrà per prima cosa valutato quale effetto avrà sul mercato dell'elettricità e/o sugli impatti ambientali la decisione di implementare un impianto di distribuzione dell'acqua potabile, dato che i costi energetici costituiscono una voce significativa dei complessivi costi di gestione della rete idrica.

L'implementazione in analisi prevede la presenza di una centrale fotovoltaica sulla superficie del serbatoio principale dell'acquedotto ed in più viene individuata la configurazione ideale per l'inserimento nel sistema di una microturbina (energia idroelettrica). Gli studi effettuati da UniCal hanno dimostrato che il sistema ottimizzato produce ed immette in rete una quantità di energia maggiore di quella utilizzata dal sistema per alimentare i serbatoi posti a quota più alta (Mendicino). Una immissione di energia rinnovabile e prodotta in loco risulta molto importante in un periodo come quello attuale in cui il cambiamento della domanda di risorse risulta inevitabile. Infatti, sia le ragioni legate all'aumento della temperatura globale sia all'aumento del prezzo del gas naturale impongono una transizione verso l'indipendenza energetica. Inoltre la possibilità di immettere energia in surplus dal sistema nanogrid nella rete (e quindi un sistema energetico" macrogrid" come Italia o Unione Europea) potrà nel futuro avere un grosso impatto di tipo geo-politico (un esempio attualissimo sono le sanzioni da embargo da imporre per le trattative nei confronti di paesi contrapposti).



L'analisi LCA con approccio consequenziale permetterà quindi di valutare gli impatti ambientali sull'effetto dell'implementazione del sistema. La valutazione avrà come primo obiettivo l'identificazione degli impatti generati dal macrosistema ibrido idrico-elettrico. Come da norme ISO, la prima cosa da definire è l'unità funzionale su cui ripartire gli impatti. Dato che l'approccio consequenziale indirizza verso l'espansione dei confini del sistema piuttosto che l'utilizzo dell'allocazione, si è deciso di utilizzare come unità funzionale soltanto la produzione di energia rispetto alla presenza di due co-prodotti e cioè produzione di energia e distribuzione di acqua potabile. In particolare, si sono calcolati gli impatti riferendoli al MWh di energia netta prodotta in un anno e normalizzata rispetto all'energia netta immessa in nanogrid (o resa alla rete pubblica). I confini del sistema vengono limitati come da approccio consequenziale a tutte le implementazioni, lasciando fuori tutte le strutture preesistenti, come da Figura 3. I dati di input non saranno quindi tutti gli ingressi materici ed energetici e le emissioni dovute al ciclo di vita dell'impianto, ma solo quelli marginali, cioè in questo caso derivanti dalle modifiche operate sul sistema per upgrade dell'impianto.





Il MWh di energia prodotta in un anno è stato normalizzato rispetto all'energia netta immessa in nanogrid e calcolato in base ai dati forniti da UniCal:

$$E_{tot(anno)} = E_{PV(anno)} + E_{idroel.(anno)} - E_{pompa(anno)}$$

Come energia necessaria al funzionamento della pompa di sollevamento $(E_{pompa(anno)})$ considerata per il calcolo dell'energia netta, è stata presa quella derivante dal miglior scenario ottenuto dall'ottimizzazione, e cioè considerando una portata di 50 l/s.

Tutti gli impatti sono stati di conseguenza espressi in funzione di questa unità funzionale.



ANALISI DELL'INVENTARIO

Per quanto riguarda i carichi dovuti alla realizzazione dell'impianto fotovoltaico è stato scelto come input l'impianto presente nel database Ecoinvent (Photovoltaic plant 570 kWp) in quanto possiede caratteristiche simili e scalabili all'impianto previsto dall'architettura ottimale calcolata. Tali caratteristiche riguardano: il lifetime (30 anni), l'area ricoperta dai pannelli, e l'ordine di grandezza della produzione energetica annua. L'impianto fotovoltaico inserito nei calcoli in quantità di 0,7 unità comprende gli impatti a carico dell'inverter (preso in quantità coerenti ai differenti lifetime della centrale), i pannelli, l'installazione compreso il consumo di diesel e l'elettricità per il montaggio.

Per quanto riguarda la microturbina non è stato possibile utilizzare nessun record su cui modellare la fase di produzione. Di conseguenza è stato creato un record apposito utilizzando le informazioni riportate sulla scheda tecnica di una idro-turbina JLAKit Banki. Il rotore, l'alloggiamento, i bulloni ed i coperchi sono costituiti da ghisa (cast iron), e quindi a geometrie note si è presa una stima in peso. Per tale peso è stata inclusa anche l'energia elettrica per la lavorazione del metallo e l'assemblaggio. Inoltre, si è assunta anche la presenza di mezzo metro di cavi elettrici. Dai commenti presenti sul sito dell'idro-turbina (http://www.jlahydro.be/en/jla-cross-flow-turbines) si è stimato il tempo di vita della microturbina pari a 20 anni.

La pompa invece è stata modellata utilizzando come riferimento una pompa ad acqua da 22kW presente nel database Ecoinvent. Tale potenza risulta infatti quella più simile presente nel database alla pompa utilizzata per l'individuazione dell'architettura ottimale del sistema. E' stata conseguentemente scalata tenendo conto delle caratteristiche riportate nella scheda tecnica fornita da UniCal (Pompa ME100KV150-240/6). Il tempo di vita della pompa è stato considerato di 10 anni, come da consultazione in rete su diversi siti di produttori di pompe ad acqua. La pompa è stata scalata nell'inventario tenendo conto, oltre che del tempo di vita, anche della differenza in peso e del rendimento idraulico.

Un fattore molto importante da cui non prescindere per valutare dal punto di vista ambientale se l'installazione di tale impianto sia conveniente o meno è l'energia che questo sistema dovrebbe prendere dalla rete qualora non fosse stato realizzato. Infatti se non ci fosse l'impianto fotovoltaico e la microturbina, il sistema dovrebbe comunque pompare l'acqua ai serbatoi che riforniscono le comunità a quota più elevata. L'energia che consumerebbe la pompa in tale caso è stata considerata nello scenario meno energivoro ottenuto dall'ottimizzazione (50 l/s), anche se potrebbe nel caso reale essere maggiore. Tale valore di energia è stato inserito nel calcolo degli impatti come "prodotto evitato", in quanto in presenza dell'implementazione ComESto tale energia non viene presa dalla rete, ma l'impianto è autosufficiente sia per la presenza della produzione fotovoltaico, sia della microturbina. Il valore è stato anch'esso normalizzato rispetto all'unità funzionale (energia netta annua



introdotta in nanogrid), ma probabilmente risulta essere sottostimato perchè preso dallo scenario meno energivoro dell'ottimizzazione (non conoscendo il valore attuale dell'energia necessaria per l'elevazione).

RISULTATI

Per verificare la convenienza ambientale di tale architettura ottimizzata è stato calcolato l'indicatore GWP con il metodo IPCC. Il diagramma a rete (Figura 4) mostra come gli impatti siano a carico principalmente della centrale fotovoltaica, mentre gli apporti delle altre implementazioni (microturbina e pompa per l'innalzamento idrico) sono in questo caso pressoché trascurabili.



4.7 - Figura 4. Diagramma a rete del Global Warming Potential calcolato con il metodo IPCC del sistema ibrido idricoelettrico

L'impianto ottimizzato risulta poi conveniente anche dal punto di vista ambientale poiché rende la comunità indipendente dal punto di vista energetico per quanto concerne l'energia che tale sistema necessita per l'innalzamento dell'acqua verso i serbatoi situati alle quote più alte (verde). Questo risparmio di energia che normalmente verrebbe presa dall'esterno (per esempio dalla rete italiana) può essere quantificata come un risparmio di CO₂ emessa di ca 60 kg eq, per ogni MWh prodotto nell'anno dall'impianto. Il "premio" in risparmio di energia è dovuto alla capacità del sistema non solo di essere autosufficiente, ma anche talmente efficiente da produrre energia per la nanogrid.

In Figura 5 sono riportati i risultati, sempre con l'indicatore GWP calcolato con il metodo IPCC 100 anni in forma di istogramma. Si notano gli impatti dell'energia risparmiata con il segno negativo, che essendo di valore assoluto maggiore rendono il sistema vantaggioso anche dal punto di vista ambientale.





4.7 - Figura 5. Istogramma dei valori di GWP calcolati con il metodo IPCC per il sistema ibrido idrico-elettrico

Il calcolo degli indicatori per le categorie di impatto calcolati con il metodo ReCiPe restituisce un andamento simile a quello visto per il GWP (Figura 6). Alcune categorie risultano influenzate in modo non trascurabile (anche se molto più basso) dagli impatti derivanti dalle eredità ambientali della costruzione della pompa per l'innalzamento idrico. Questo appare prevalentemente nelle categorie di impatto legate alla tossicità delle acque e umana, e nella "Mineral Resource Scarcity". L'effetto è dovuto alla presenza dei metalli costituenti la componentistica della pompa. La microturbina, essendo di dimensioni ridotte, ha anche nelle categorie del ReCiPe Endpoint un impatto trascurabile.





4.7 - Figura 6. . Istogramma con i valori degli impatti calcolati con il metodo ReCiPe 2016 MidPoint

Visti i risultati ottenuti sul macrosistema, l'analisi del microsistema non è stata riportata. Infatti, calcoli preliminari hanno mostrato che, essendo la nanoturbina di dimensioni ancora più piccole della microturbina e tutti gli altri input attribuibili alla nanogrid, gli impatti del sistema dovuti a dati marginali sono analogamente trascurabili.



4.8. VALUTAZIONE ECONOMICA DELLE ESTERNALITÀ DI UN SISTEMA DI ACCUMULO IBRIDO IDRICO-ELETTRICO

In questa sezione è presentata la monetizzazione degli impatti ambientali del sistema in di accumulo ibrido idrico-elettrico.

Come già visto per altri sistemi, la valutazione monetaria viene applicata all'analisi del ciclo di vita (LCA) per uniformare gli impatti ambientali altrimenti espressi con unità di misura diverse e quindi non direttamente confrontabili. In questo modo la comunicazione e l'uso della LCA nei processi decisionali viene facilitata.

La valutazione monetaria consiste nel convertire le misure degli impatti sociali e/o biofisici in unità monetarie e viene utilizzata per determinare il valore economico dei beni non di mercato, cioè beni per i quali non esiste mercato. La conversione degli impatti ambientali derivanti dalla LCA viene effettuata attraverso fattori di monetizzazione. E' quindi importante valutare il corretto fattore di monetizzazione per ciascuna delle categorie di impatto che provengono dai risultati dell'analisi ambientale del ciclo di vita. Le metodologie di calcolo di questi fattori possono variare considerevolmente e di conseguenza risulta fondamentale l'analisi critica degli approcci per la valutazione monetaria. Nello studio di Amadei et al., 2021 viene effettuata una revisione della letteratura con l'obiettivo di valutare diversi approcci di quantificazione monetaria ed evidenziare le sfide e le esigenze di ricerca per lo sviluppo dei fattori di monetizzazione da applicare ai metodi di valutazione degli impatti del ciclo di vita. Risulta evidente dalla letteratura esistente una variabilità significativa nella disponibilità di coefficienti di valutazione monetaria tra le categorie di impatto, con alcuni fattori come, ad esempio, quelli relativi al cambiamento climatico che vengono più comunemente analizzati, rispetto ad altri come invece l'eutrofizzazione terrestre.

METODOLOGIA

Visto il quadro generale per la monetizzazione degli impatti ambientali risultanti dalla precedente analisi LCA, abbiamo deciso di selezionare solo alcune categorie. Sono state selezionate le categorie del metodo Recipe per le quali è presente un maggior numero di studi in letteratura e una maggiore concordanza nell'approccio alla valutazione e nei risultati, che sono: "Global Warming", "Stratospheric Ozone Depletion", "Terrestrial Acidification", "Particulate Matter Formation" e "Human Toxicity".

Per ognuna di queste categorie sono stati selezionati i fattori di monetizzazione (come raffigurato nella Tabella 1) equivalenti alla media di tutti i fattori di monetizzazione presenti in letteratura per ciascuna categoria (Amadei, 2021).



Categoria LCA	Amadei (Media)	Unità di misura
Global Warming	2,72E-01	€/kgCO2 eq
Stratospheric Ozone Depletion	5,55E-01	€/kg CFC-11 eq
Terrestrial Acidification	4,07E+00	€/kg SO2 eq
Particulate Matter Formation	1,04E-01	€/kg PM2,5 eq
Human Toxicity	1,23E-01	€/kg 1-4 Dbq eq.

Tabella 4.8. 1 - Fattori di monetizzazione equivalenti alla media di tutti i fattori di monetizzazione presenti in letteratura per ciascuna categoria (Amadei, 2021)

Una volta scelti i fattori di monetizzazione il calcolo del costo economico degli impatti ambientali (Environmental cost, EC) è stato effettuato secondo la seguente equazione:

EC = Punteggio LCA $_{ic}$ * Fattore di Monetizzazione $_{ic}$ (\in) Equazione 1

dove il punteggio LCA per la categoria di impatto selezionata "*ic*" è stato calcolato nell'analisi LCA precedentemente sviluppata. L'unità funzionale e l'inventario utilizzati sono equivalenti a quelli dell'analisi LCA.



RISULTATI

Dal calcolo delle esternalità emerge che dal punto di vista ambientale, attraverso l'installazione di questo sistema abbiamo un guadagno netto ambientale di circa 20 €.

Nella Figura 1 è mostrato quali sono le componenti del sistema che determinano i costi (o guadagni) ambientali più significativi e quali sono le categorie che presentano costi (o guadagni) ambientali significativi.



4.8 - Figura 1. Monetizzazione degli impatti ambientali del sistema

Le categorie più significative per il calcolo delle esternalità sono "Global Warming" e "Fine Particulate Matter Formation" (FPMF). Le componenti che pesano sulle due categorie sono l'"elettricità" e "l'impianto fotovoltaico".

Il danno ambientale evitato dall'utilizzo dal risparmio energetico è monetariamente quantificabile in 45 € circa, dei quali il 37 % attribuibili alla categoria "global warming" e il restante 63 % alla categoria "FPMF". I costi ambientali della microturbina e della pompa dell'acqua sono trascurabili.

L'impianto fotovoltaico ha un costo ambientale totale di poco più di 25 € diviso equamente nelle due categorie "Global Warming" e "FPMF".

BIBLIOGRAFIA

Amadei, Andrea Martino, Valeria De Laurentiis, and Serenella Sala. "A review of monetary valuation in life cycle assessment: State of the art and future needs." Journal of Cleaner Production 329 (2021): 129668.