

RELAZIONE TECNICA FINALE

—

LIFE CYCLE ASSESSMENT E LIFE CYCLE COSTING DEL *REPURPOSING* DI BATTERIE DI VETTURE ELETTRICHE PER APPLICAZIONI STAZIONARIE IN 2nd LIFE



Parco Scientifico e Tecnologico VEGA

Torre Hammon - Via delle Industrie, 5

30175 Marghera (VE)

www.eambientegroup.com; info@eambientegroup.com

Servizio: Studio LCA-LCC repurposing batterie VE			Unità Operativa: CERTIFICAZIONE E REPORTING	Codice Commessa: C20-007110		
01	19/04/2021	Report finale	C20-007110_Motus-E_LCA-LCC_V1.4	K. Saez de Bikuna	M.Vale	Gianluca Chiellino
Rev.	Data	Oggetto	File	Redatto	Verificato	Approvato

Indice

Indice	2
Indice di Figure	4
Indice di Tabelle.....	5
Abbreviazioni	7
SOMMARIO.....	8
Problematica e contesto di riferimento	8
Scopo e perimetro dello studio	8
Ipotesi e dati di base.....	9
Risultati e spunti per nuovi studi: quali parametri influiscono sulla second life?	9
1 Introduzione	12
1.1 Scopo dello studio	12
1.2 Metodologia	12
1.3 Analisi di letteratura e di mercato: progetti e studi sul <i>repurposing</i> di batterie per applicazioni 2nd life	14
1.3.1 Analisi di mercato: previsioni dei flussi di batterie automotive a fine vita “autotrazione” nel periodo 2020 - 2030	15
1.4 Perimetro dello studio.....	17
1.4.1 Unità funzionale o di riferimento dello studio	17
1.4.2 Fasi del Ciclo di Vita considerate	18
1.5 Premesse	19
2 Life Cycle Inventory: inventariazione e descrizione delle fasi del ciclo di vita del repurposing di batterie di VE.....	21
2.1 Fase di raccolta e di trasporto	21
2.2 Fase di testing e disassemblaggio.....	21
2.2.1 Dimensione impianto e staff	23
2.3 Fase di assemblaggio e Controllo Qualità.....	25
2.3.1 Controllo Qualità	27
2.4 Fase d’uso	27
2.4.1 Calcolo della capacità di accumulo complessiva delle batterie (LET).....	27
2.5 Processo di fabbricazione di batterie NMC nuove per modello LCA.....	31
3 Life Cycle Costing: analisi economica del <i>Repurposing</i> di batterie usate.....	32
3.1 Prezzo di vendita delle ESU	32
3.2 Computo prezzo d’acquisto delle batterie usate	33
3.3 Sommario dei costi di repurposing.....	35
3.3.1 Costi unitari	35
3.3.2 Costi totali.....	37

3.3.3 Confronto prezzi ESU e batterie di mercato.....	39
3.4 Analisi di sensitività della LCC.....	43
4 Life Cycle Assessment: analisi ambientale del Repurposing di batterie a fine vita autotrazione	45
4.1 Modello LCA.....	45
4.2 Metodologia d’impatto	46
4.3 Risultati	46
4.2.1 Risultati aggregati (punteggio singolo).....	52
4.4 Analisi di sensitività della LCA.....	54
4.4.1 Batterie nuove di chimica LFP come sistema di riferimento	54
4.4.2 Risultati aggregati (punteggio singolo).....	58
4.4.3 Criterio di allocazione di Economia Circolare	59
5 Conclusioni	62
5.1 Limitazioni e criticità.....	64
Referenze bibliografiche.....	66
Allegati	70
Descrizione delle categorie d’impatto dell’impronta ambientale.....	70

Indice di Figure

Figura 1. Previsioni sui volumi totali di batterie elettriche usate che saranno disponibili nel mercato italiano nel periodo 2020 – 2030.	16
Figura 2. Flowchart per il sistema di batterie repurposed e la UF considerata nell'analisi.	18
Figura 3. Confini di sistema per lo studio LCA-LCC sul repurposing di batterie usate per applicazione stazionaria 2nd life. La fase di Uso è compresa solo in maniera indiretta per includere la performance energetica dei sistemi di accumulo a confronto, però l'utilizzo vero e proprio si è escluso.	19
Figura 4. Impianto di repurposing parametrico scalabile. Piano e configurazione come presentato in Neubauer et al., 2015	22
Figura 5. Andamento dei costi delle diverse batterie fino a 2020 (dati Deutsche Bank).	33
Figura 6. Scomposizione dei costi per le ESU costruite con moduli delle batterie BEV	35
Figura 7. Scomposizione dei costi totali per il repurposing delle batterie.	37
Figura 8. Scomposizione dei costi di consumo per il repurposing delle batterie usate.	38
Figura 9. Scomposizione dei costi di manodopera per il repurposing delle batterie usate.	38
Figura 10. Variazione dei prezzi delle batterie, a seconda dell'applicazione e del livello di aggregazione (celle – moduli – pacchi – sistema accumulo).	42
Figura 11. Proiezioni costi di produzione per pacchi batterie di VE. Figura I.3 in Steen et al. 2018.	44
Figura 12. Risultati del calcolo dell'impatto climalterante dei sistemi di accumulo analizzati. Questa è una rappresentazione grafica della prima riga della Tabella 26 dove si riportano tutti i risultati numerici. Rappresenta anche l'impronta di Carbonio (dalla culla al cancello) di 1 kWh di energia di accumulo per i sistemi analizzati.	47
Figura 13. Grafica dei risultati dell'LCA. Si mostra qui il confronto delle impronte ambientali (insieme delle diverse categorie d'impatto) degli scenari analizzati. I primi tre (verde scuro, verde chiaro e arancione) rappresentano i risultati relativi a 1 kWh di accumulo per le batterie repurposed (PHEV, LCEV e BEV, rispettivamente), mentre gli altri rappresentano diverse configurazioni del sistema di riferimento (batterie NMC nuove di capacità 3.3, 6.5, 9.8 e 13 kWh)	48
Figura 14. Albero di contribuzione degli impatti, dove si risale all'origine dei diversi impatti. Qui si presenta l'albero degli impatti aggregati (punteggio singolo, Pt) per 1 kWh della BEV repurposed.	50
Figura 15. Albero di contribuzione degli impatti, dove si risale all'origine dei diversi impatti. Qui si presenta l'albero degli impatti aggregati (punteggio singolo) per la NMC nuova di 6.5 kWh.	51
Figura 16. Risultati d'impatto ambientale aggregato per tutti i sistemi di accumulo analizzati (punteggio singolo, adimensionale).	53
Figura 17. Risultati del calcolo dell'impatto climalterante dei sistemi di accumulo analizzati. Questa è una rappresentazione grafica della prima riga della Tabella 26 e della prima riga della Tabella 28, dove si riportano tutti i risultati numerici.	54
Figura 18. Risultati dei cambiamenti climatici per tutti i sistemi di accumulo analizzati, presentati come impatti complessivi del pacco batteria completo (nuove o repurposed ESU). Il numero riportato vicino agli acronimi delle batterie repurposed (BEV, PHEV, LCEV) si riferisce al numero di moduli usati nella configurazione della ESU per raggiungere una performance energetica, ovvero una LET, simile alle batterie nuove di riferimento (NMC).	55
Figura 19. Grafica di risultati dell'analisi di sensitività. Si mostra qui il confronto dell'impronte ambientali (diverse categorie d'impatto) dei nuovi scenari per il sistema di riferimento (batterie LFP nuove). Le prime tre colonne (verde scuro, verde chiaro e arancione) rappresentano i risultati delle batterie repurposed (PHEV, LCEV e BEV, rispettivamente), le colonne gialle rappresentano il sistema di riferimento originale (batteria NMC nuova, di 6.5 kWh di capacità) e le colonne blu scure rappresentano gli impatti delle batterie LFP nuove (6.6 kWh di capacità).	56
Figura 20. Risultati d'impatto ambientale aggregato per tutti i sistemi di accumulo analizzati (punteggio singolo, adimensionale)	58
Figura 21. Risultati dei cambiamenti climatici per i sistemi di accumulo principali analizzati.	60
Figura 22. Risultati aggregati per tutte le batterie e scenari analizzati (punteggio singolo, adimensionale).	60

Indice di Tabelle

Tabella 1. Caratteristiche e specifiche tecniche delle batterie e moduli considerati per la presente analisi tecnico-economica. Si tratta di batterie utilizzate in VE sul mercato e rappresentano delle batterie medie per ciascuna tipologia di VE.	16
Tabella 2. Prezzi di mercato per la serie di batterie LG Chem per applicazioni di back-up in impianti FV domestici. I prezzi sono da intendersi esclusi i costi di installazione e il costo dell'inverter	17
Tabella 3. Inventario per il modello LCA della fase di raccolta e trasporto	21
Tabella 4. Ore-uomo considerate per la fase di testing, da Rallo et al., 2020. Tutte le batterie seguono lo stesso procedimento (tempi validi per tutti e tre tipi di batterie considerate nello studio: BEV, PHEV e LCEV).	22
Tabella 5. Ore-uomo considerate per la fase di disassemblaggio, come presentati in Rallo et al., 2020. In questo caso i tempi cambiano a seconda della batteria (è funzione del numero di moduli).	23
Tabella 6. Staff e stipendi considerati per l'impianto di repurposing (basato sul modello di Neubauer et al., 2015), in base ai flussi di batterie attese per 2026 e gli anni successivi.	24
Tabella 7. Numero e costi unitari degli attrezzi per il repurposing di batterie	24
Tabella 8. Configurazioni possibili delle repurposed ESU. La capacità nominale è in funzione del numero di moduli collegati (1 a 6).	25
Tabella 9. Riepilogo tempi (ore-uomo) necessarie per il repurposing delle batterie.	25
Tabella 10. Costi unitari della componentistica nuova per le ESU da installare con impianti fotovoltaici. Costi presi dallo strumento di calcolo BatPac di Nelson et al., 2011.	26
Tabella 11. Inventario per modellare i componenti aggiuntivi nello scenario di repurposing per l'analisi LCA. Input considerati per 1 kg di batteria repurposed. Il rimanente, circa un 60% del peso totale, riguarda le celle e moduli recuperati dalle batterie usate	26
Tabella 12. Riepilogo caratteristiche e prestazione tecniche delle batterie nuove e usate considerate in questo studio.	30
Tabella 13. Sintesi dell'inventario compilato per il modello LCA e la valutazione ambientale dello studio, costruito combinando diversi fonti e banche di dati.	31
Tabella 14. Prezzi di vendita considerati per il calcolo dei ricavi, basati sui prezzi attendibili per le batterie nuove nel periodo di studio	32
Tabella 15. Prezzi d'acquisto massimi delle batterie usate, computati per arrivare ad un NPV di progetto quasi nullo (IRR di 5%, t = 5 anni). Dimensioni dell'impianto per l'anno 2026, basato sull'analisi di mercato Italiano e le previsioni di vendite (Figura 1).	34
Tabella 16. Sommario costi di repurposing per la batteria BEV e sei tipi di ESU corrispondenti (in funzione del numero di moduli assemblati e quindi della capacità del prodotto finale).	35
Tabella 17. Sommario costi di repurposing per la batteria PHEV e sei tipi di ESU corrispondenti (in funzione del numero di moduli assemblati).	36
Tabella 18. Sommario costi di repurposing per la batteria LCEV e sei tipi di ESU corrispondenti (in funzione del numero di moduli assemblati).	36
Tabella 19. Sommario costi indiretti per il primo anno (2026).	39
Tabella 20. Sommario dei costi totali dell'impianto di repurposing per il primo anno considerato (2026)	39
Tabella 21. Confronto prestazioni e prezzi di vendita ESU - BEV con quelli di mercato per batterie analoghe della casa LG Chem (prezzi stimati per 2026 pari a 220 €/kWh). In rosso si segnalano i costi delle ESU che non sarebbero redditizie (costi > prezzo di vendita).	40
Tabella 22. Confronto prestazioni e prezzi di vendita ESU - PHEV con quelli di mercato per batterie analoghe della casa LG Chem (prezzi stimati per 2026 pari a 220 €/kWh). In rosso si segnalano i costi delle ESU che non sarebbero redditizie (costi > prezzo di vendita).	40
Tabella 23. Confronto prestazioni e prezzi di vendita ESU - LCEV con quelli di mercato per batterie analoghe della casa LG Chem (prezzi stimati per 2026 pari a 220 €/kWh). In rosso si segnalano i costi delle ESU che non sarebbero redditizie (costi > prezzo di vendita).	41

Tabella 24. Confronto prezzi e prestazioni ESU e batteria di riferimento	42
Tabella 25. Prezzi futuri possibili delle batterie nuove per autotrazione (fonte Bloomberg, Figura 8 nel report di Kelleher Environmental, 2019) e proiezioni ipotetiche per trovare i break-even points.	43
Tabella 26. Risultati caratterizzati per tutti gli scenari considerati nell'analisi ambientale dell'LCA eseguita. Ogni colonna rappresenta l'impronta ambientale (dalla culla al cancello) di 1 kWh di accumulo per ogni batteria analizzata. Nelle righe si mostra la quantificazione di ogni impatto considerato, riportati nelle unità di misure della seconda colonna.	49
Tabella 27. Fattori di pesatura della metodologia EF 3.0 utilizzati per aggregare i risultati d'impatto presentati in precedenza.	52
Tabella 28. Risultati numerici degli scenari considerati per il sistema di riferimento alternativo con batterie LFP nell'analisi di sensitività eseguito. Ogni colonna rappresenta l'impronta ambientale di 1 kWh di accumulo per ogni batteria analizzata lungo il ciclo di vita proprio. Nelle righe si mostra la quantificazione di ogni impatto considerato, riportati nelle unità di misure della seconda colonna.	57
Tabella 29. Risultati numerici degli scenari considerati per il criterio di allocazione alternativo di circolarità usato nell'analisi di sensitività. Risultati per kWh di energia di accumulo (LET)	61
Tabella 30 – Breve descrizione delle categorie di impatto considerate nello studio	71

Abbreviazioni

BEV – Battery Electric Vehicle

DOD – Depth of discharge

ESU – Energy Storage Unit

FV – fotovoltaico

LCA – Life Cycle Assessment

LCC – Life Cycle Costing

LCEV – Light Commercial Electric Vehicle

LET – Lifetime Energy Throughput

PHEV – Plug-in Hybrid Electric Vehicle

SOH – State of health

SOC – State of charge

UF – Unità Funzionale

VE – Vetture elettriche

SOMMARIO

Problematica e contesto di riferimento

Il mercato europeo dei veicoli elettrici a batteria è in forte crescita, con il sorpasso su quello cinese già in chiusura 2020 (1,4 contro 1,34 milioni di veicoli) e con i principali paesi, come Germania e Francia, che viaggiano su percentuali di mercato, rispetto all'immatricolato totale, che superano il 10%. L'Italia, seppur a rilento rispetto agli altri Stati, sta seguendo il trend quantomeno a livello di crescita, visto che sono triplicati nel 2020 gli acquisti di BEV (Battery Electric Vehicle) e di PHEV (Plug-in Hybrid Electric vehicle) rispetto all'anno precedente. Anche il primo trimestre 2021 conferma questo andamento che, se da un lato testimonia una sensibilità sempre maggiore della popolazione (e quindi degli acquirenti) verso i problemi ambientali e la decarbonizzazione, impone un'accelerazione sulle analisi della sostenibilità dell'intero ciclo produttivo dei veicoli, dalla fabbricazione dei mezzi sino al recupero e riciclo dei materiali, nell'ottica del cosiddetto *Life Cycle thinking*. In particolare l'attuazione di strategie di economia circolare a livello di business può generare importanti benefici economici per le imprese, la società e l'ambiente, come una maggiore efficienza dell'uso delle risorse, la creazione di valore aggiunto a basso impatto ambientale e perfino una riduzione dei costi di produzione. E' in effetti sempre più necessario aumentare la nostra conoscenza degli impatti in particolare delle batterie per trazione, visto che come UE abbiamo deciso di puntare sulla produzione "locale" delle celle (in particolare con il programma della European Battery Alliance che prevede più di 15 Gigafactory in differenti Stati Europei) e renderci quindi indipendenti dalle forniture asiatiche nei prossimi anni. In questo contesto le batterie dei mezzi possono diventare, e già in alcuni progetti sperimentali lo dimostrano, un perfetto esempio di economia circolare, laddove i pacchi alla fine della vita utile per trazione presentano ancora capacità residue di almeno il 70% e possono quindi essere utilizzati successivamente in applicazioni statiche (ad esempio a servizio di un impianto fotovoltaico). E' tuttavia centrale cercare di comprendere quali sono i fattori che determinano la sostenibilità ambientale dei processi di riuso delle batterie stesse nonché i parametri che ne influenzano la sostenibilità economica, al fine di facilitare la chiusura del ciclo produttivo che la stessa Commissione UE sta cercando di sviluppare attraverso la nuova proposta di Regolamento sulle Batterie (Battery Regulation).

Scopo e perimetro dello studio

Il presente studio analizza i vantaggi legati all'applicazione di un approccio basato sul concetto di Economia Circolare nell'ambito della mobilità elettrica, focalizzandosi in particolare sul repurposing di batterie al litio provenienti da mezzi elettrici in unità di accumulo energetico stazionarie per impianti fotovoltaici domestici.

La riconversione di una batteria di un mezzo elettrico in sistema di accumulo è un processo innovativo emergente, oggetto di svariate analisi e indagini economico-ambientali da circa un decennio. L'estensione della vita delle batterie è vista infatti come un'azione innovativa che potrebbe incentivare e supportare l'implementazione di un mercato europeo delle batterie, in linea con quanto auspicato e promosso dalle strategie politiche dell'UE. Nonostante il forte interesse da parte di diversi attori industriali, attualmente il business del repurposing non è consolidato e non esistono ancora applicazioni commerciali di questo processo. Infatti, la maggior parte delle attività di ricerca e sviluppo si limitano a progetti pilota puntuali per verificare la fattibilità del business.

Lo studio ha quindi il duplice scopo di valutare, da un lato, la sostenibilità economica di un impianto di repurposing, e dall'altro, analizza la sostenibilità ambientale del processo di

estensione di vita utile, confrontando le performance economico-ambientali delle unità di accumulo 'repurposed' con quelle nuove di riferimento. A tale scopo, si è esaminato dunque la redditività del business tramite un'analisi del costo del ciclo di vita (Life Cycle Costing) delle batterie, mentre i potenziali impatti ambientali del repurposing sono stati valutati tramite un'analisi ambientale del ciclo di vita (Life Cycle Assessment).

Ipotesi e dati di base

Data la necessità di configurare degli scenari di riferimento potenziali e soprattutto a causa della mancanza di dati fondamentali per le analisi di sostenibilità ambientale ed economica, si è reso necessario fare delle assunzioni che concorrono inevitabilmente alla definizione dei risultati del presente studio.

1. Le batterie BEV, PHEV e LCEV considerate per lo studio rappresentano, in termini di proprietà nominali, la batteria media per ogni tipologia di veicolo elettrico.
2. Per la valutazione dei volumi di ritorno è stato considerato il decennio 2020-2030 e una frazione di batterie intercettate pari al 75% del totale disponibile annualmente. Si è ipotizzato che la frazione del 25% includa anche batterie difettose o danneggiate in condizioni critiche per le quali non potendo recuperare la funzionalità, si procede al trattamento di riciclo.
3. Inoltre, è stato ipotizzato che un'ulteriore frazione pari al 10% delle batterie intercettate, venga scartato dopo il testing (ispezione preliminare e test specifici) a causa di danni, basse prestazioni, State Of Health (SOH) insufficiente, o altri fattori che ne compromettono il riuso.
4. Altre ipotesi sono state fatte sulla localizzazione dell'impianto di repurposing; non potendo infatti far riferimento ad un impianto esistente, per la stima dei costi di raccolta è stata considerata una distanza media di circa 300 km tra il punto di prelievo e l'impianto, che quindi potrebbe potenzialmente posizionarsi nel centro-nord Italia.
5. La capacità di lavorazione dell'impianto è stata dimensionata per un volume di batterie iniziale equivalente a 150.000 kWh/anno di capacità di accumulo, ovvero pari al 75% del flusso totale atteso per il 2026.
6. La definizione dello State Of Charge (SOC) delle batterie BEV e LCEV riconfigurate in sistemi di accumulo scaturisce da un'estensiva analisi di letteratura¹: si ipotizza che le batterie abbiano uno SOC pari all'80% all'inizio del second-life e raggiungano uno SOC pari al 60% alla fine della loro seconda vita utile.
7. Al fine di rendere comparabile il Lifetime Energy Throughput (LET) di batterie repurposed con quello dei sistemi di accumulo di nuova produzione, si ipotizza che la Depth Of Discharge (DOD) massima raggiungibile dalla batteria durante la seconda vita utile sia pari al 50%². In questo modo si aumenta il numero di cicli residui e si riduce il tasso di degrado, estendendo la vita utile del sistema batteria repurposed.

Risultati e spunti per nuovi studi: quali parametri influiscono sulla second life?

Qui di seguito vengono riassunti i principali risultati e le dinamiche industriali e normative che possono influenzare gli scenari industriali sul riuso (second life) delle batterie per trazione:

1. Le analisi sull'impatto ambientale a vita e intera (LCA, Life Cycle Assessment) confermano quanto già indicato da altri studi, che può sembrare ovvio se non si vanno ad analizzare

¹ Bobba, Podias, et al., 2018; Ahmadi et al., 2014; Casals et al., 2017; Lacey et al., 2013; Saez-De-Ibarra et al., 2015.

² Casals et al., 2017; Ellingsen et al., 2014; Lacey et al., 2013; Jeremy Neubauer & Pesaran, 2011.

tutti i processi: dal punto di vista della sostenibilità ambientale a vita intera le batterie ricondizionate sono nettamente migliori delle batterie stazionarie nuove, con riduzione dell'impatto dei vari parametri, pesati e normalizzati secondo la metodologia europea PEF, che vanno da un minimo del -50% a un massimo del -90%. Fra i vari parametri è significativo citare l'evitata estrazione in particolare dei materiali catodici delle batterie nuove NMC, come il cobalto.

2. La chimica delle batterie scelte per l'analisi è decisiva sia per l'analisi LCA sia per quella LCC. Sarà perciò importante arricchire i database di Ecoinvent e facilitare l'accesso a informazioni più dettagliate sui processi di produzione di batterie diverse dalle LMO.
3. Le analisi del costo lungo l'intero ciclo di vita (LCC, Life Cycle Cost) hanno dimostrato che in specifici scenari, pacchi batteria di una certa dimensione (>30 kWh/pacco, >2.3 kWh/modulo) ed in uno stato di salute accettabile (state of health, SOH>0.7), l'industrializzazione della Seconda vita delle batterie può effettivamente produrre una redditività che rende il business sostenibile.
4. Condizione necessaria affinché si possa realizzare un impianto di repurposing è che le batterie usate abbiano uno Stato di Salute (SOH) non inferiore al 70%. Sarà perciò necessario standardizzare e aprire a terze parti (coloro che acquistano i pacchi usati) il dato di SOH delle batterie a fine vita per trazione. La Battery Regulation sembra integrare questa proposta, obbligando i produttori di pacchi batterie per veicoli elettrici dal 1 gennaio 2027 a rendere disponibile a terzi queste informazioni. Far sì che questa informazione sia affidabile significa poter meglio valutare la durata utile della seconda vita della batteria, consentendo di stimarne al meglio il prezzo rispetto a una batteria stazionaria nuova nonché di ridurre i costi dei processi di testing dei pacchi e selezione dei moduli adatti al repurposing.
5. I fattori che maggiormente influenzano i risultati del confronto LCC fra gli accumuli statici nuovi e quelli ricavati dal processo di repurposing delle batterie per trazione sono:
 - a. il prezzo delle batterie nuove (che per alcuni scenari può scendere al di sotto dei 100 €/kWh nel corso dei prossimi 3-4 anni), parametro esterno determinante per verificare che un impianto di repurposing sia o meno redditizio.
 - b. La capacità nominale dei pacchi e dei singoli moduli; maggiori sono questi valori, minore è il costo di processo per kWh prodotto poiché alcune fasi di processo sono meno influenzate dalla grandezza dell'intero pacco (es. trasporto, testing e disassemblaggio). I migliori risultati LCA e LCC si ottengono con il repurposing dei pacchi di vetture 100% elettriche (BEV), di capacità totale maggiore e composti da singoli moduli con più alta capacità (4.3 kWh/modulo) rispetto alle ibride plug-in.
 - c. Il costo dei nuovi componenti (es. scheda elettronica per il nuovo battery management system, busbars, cavi, ecc.), che pesa per il 32% del costo totale di produzione da repurposing in aggiunta alle altre voci di costo (moduli usati, personale, trasporto, ecc.).
6. Gli sviluppi industriali e normativi che potrebbero portare a una maggiore competitività della batteria ricondizionata rispetto a una nuova risultano:
 - d. l'automazione dei processi di disassemblaggio e assemblaggio, mentre nello studio si è valutato che le varie fasi fossero effettuate tramite lavoro manuale. In particolare la standardizzazione dei pacchi batterie venduti in UE in un'ottica di Eco-design (cioè di progettazione dei pacchi nuovi già orientata al loro successivo

riutilizzo) e l'utilizzo di robot potrebbero ridurre la spesa del personale del 25-30%.

- e. l'ottimizzazione del trasporto, che nello studio è stato calcolato in maniera conservativa assumendo i costi di trasporto degli attuali pacchi, senza considerare gli effetti di una programmazione organizzata della raccolta e gli effetti delle economie di scala e dell'aumento di capacità dei pacchi batterie.
- f. i cambiamenti nella normativa sull'Economia Circolare in Italia e in Europa, influenzati dal piano di azione della Circular Economy (A New Circular Economy Action Plan for a Cleaner and More Competitive Europe, 2020), dallo European Green Deal (European Commission, 2019) e dagli obiettivi dell'Accordo di Parigi (European Union, 2018; UNFCCC, 2015). Le nuove modifiche potrebbero incentivare attività e business di riutilizzo e riciclaggio direttamente (es. riducendo tasse o co-finanziando investimenti) o indirettamente (aggravando l'utilizzo monouso di risorse, incorporando una CO2 tax Europea, ecc.).

1 Introduzione

1.1 Scopo dello studio

Lo scopo generale del presente studio è quello di eseguire una valutazione economico-ambientale complessiva del “repurposing”³ di batterie usate da vetture elettriche per applicazioni stazionarie “second life” per uso residenziale. Lo studio è stato eseguito tramite analisi del ciclo di vita, ovvero Life Cycle Assessment (LCA) e Life Cycle Costing (LCC). Trattandosi di un tema di R&D su cui esistono soltanto poche applicazioni pilota e sperimentali (quindi nessuna applicazione commerciale), lo studio si basa principalmente su dati di letteratura, e sui riscontri forniti dall’interazione con il tavolo di lavoro di Motus-E sulle Batterie elettrochimiche per trazione.

La motivazione principale dell’approfondimento eseguito in quest’analisi è indagare la sostenibilità finanziaria di questo modello di business, che ha indicativamente un triplice impatto positivo:

- ✓ **Economica-ambientale:** generando valore aggiunto nella catena del valore delle batterie per le auto elettriche, si potrebbero ridurre i costi complessivi delle vetture elettriche (VE) – accorciando ulteriormente il gap fra VE e automobili convenzionali (motori a combustione) e contribuendo dunque ad una maggior diffusione delle soluzioni di elettro-mobilità.
- ✓ **Ambientale:** attraverso l’introduzione di batterie second-life sul mercato si fornisce una maggiore offerta di stoccaggio alle reti di distribuzione facilitando l’incremento dell’autoconsumo e la produzione elettrica da fonti rinnovabili⁴ – ovvero si riduce la dipendenza da fonti fossili e gli impatti negativi che derivano dal loro consumo;
- ✓ **Sociale:** si riducono i costi per l’approvvigionamento di elettricità da parte delle unità residenziali, grazie ad un maggiore autoconsumo di energia FV (accumulatori ESU a prezzi competitivi);

La presente relazione tecnica presenta i risultati relativi all’analisi LCA-LCC eseguita.

1.2 Metodologia

Il *Life Cycle Assessment* (LCA) consente di individuare gli impatti ambientali da considerare e sui quali agire non solo in fase di produzione, ma anche quelli associati alle attività a monte e a valle (*upstream & downstream*) del processo produttivo, andando a coprire tutte le fasi del ciclo di vita. Dai risultati di un’LCA è quindi possibile valutare complessivamente, nella maniera più oggettiva e scientificamente basata possibile, gli impatti ambientali di un servizio o prodotto.

La definizione della LCA stabilita dalla SETAC si è evoluta negli anni fino a quella attuale:

L’analisi del ciclo di vita è un procedimento oggettivo di valutazione dei carichi energetici e ambientali relativi a un processo o un’attività, effettuato attraverso l’identificazione dell’energia e dei materiali usati e dei materiali/emissioni/energia rilasciati nell’ambiente. La valutazione

³ Non si tratta infatti di un semplice *riutilizzo*, inteso come riuso diretto delle batterie senza ulteriori modifiche, ma *repurposing*. In inglese questo termine indica l’adattamento delle batterie ad un’applicazione diversa dall’originale, implicando una serie di lavorazioni intermedie. Si parla dunque di *repurposing*, termine che si userà con questo significato nel seguito della relazione.

⁴ E’ una affermazione valida per le batterie di accumulo di energia FV in generale. Con un incremento della capacità di *storage* si favorisce l’autoconsumo e dunque si libera la rete di carichi, riducendo i picchi di domanda, che di solito si coprono con tecnologie “marginal” a base di combustibili fossili

include l'intero ciclo di vita del processo o attività, comprendendo l'estrazione e il trattamento delle materie prime, la fabbricazione, il trasporto, la distribuzione, l'uso, il riuso, il riciclo e lo smaltimento finale.

La caratteristica fondamentale di una LCA è costituita dal modo nuovo di affrontare l'analisi dei sistemi industriali: dall'approccio tipico dell'ingegneria tradizionale, che privilegia lo studio separato dei singoli elementi dei processi produttivi, si passa ad una visione globale del sistema produttivo; con tale visione tutti i processi di trasformazione, a partire dall'estrazione delle materie prime fino allo smaltimento dei prodotti a fine vita, sono presi in considerazione in quanto partecipano alla realizzazione della funzione per la quale essi sono progettati.

Uno studio LCA viene realizzato seguendo le linee guida esplicitate nelle norme UNI EN ISO 14040:2006 e UNI EN ISO 14044:2006 che ne definiscono le fasi dell'analisi:

- i) Definizione degli obiettivi, del campo di applicazione e dei confini del sistema;
- ii) Fase di analisi di inventario – LCI (*Life Cycle Inventory*);
- iii) Fase di analisi e valutazione degli impatti – LCIA (*Life Cycle Impact Assessment*);
- iv) Interpretazione dei risultati e valutazione dei miglioramenti.

Più in generale, si può affermare che gli obiettivi dell'LCA possono essere di diversa natura, ma le sue applicazioni più comuni sono:

- *Calcolo dell'impronta ambientale*: definire un quadro completo delle interazioni con l'ambiente di un prodotto o servizio mediante l'analisi su numerose categorie di impatto;
- *Supporto all'Eco-design*: individuare gli "hot-spot" o criticità d'impatto ambientale nel ciclo di vita del prodotto o servizio considerato, permettendo di definire strategie efficaci di riduzione d'impatto e di eco-design;
- *Supporto alle strategie di Circular Economy e Sostenibilità*: migliorare continuamente il sistema produttivo, andando oltre il rispetto delle norme cogenti grazie ad interventi di tipo preventivo, per individuare soluzioni sempre più sostenibili.

La logica dell'Analisi del Ciclo di Vita è sempre più diffusa a livello istituzionale, che la recepisce nella normativa, nella legislazione, nei regolamenti. Si tratta infatti di una metodologia che consente di valutare nella maniera più oggettiva possibile gli impatti e può dare un importante contributo nell'individuazione delle strategie di riduzione degli impatti ambientali, obiettivi e piani d'azione *C-neutrality* e delle strategie commerciali per la *Circular Economy*.

1.3 Analisi di letteratura e di mercato: progetti e studi sul *repurposing* di batterie per applicazioni 2nd life

Esiste una serie di iniziative di questo genere, come quella intrapresa da Nissan e Eaton nel 2016, che hanno collaborato per creare una Energy Storage Unit (ESU) residenziale chiamata *xStorage*⁵, utilizzando batterie a fine vita per autotrazione della Nissan Leaf. La *xStorage* è stata disegnata per sfruttare i differenti prezzi dell'elettricità nelle diverse fasce orarie, fornendo un back-up di energia elettrica economica ai clienti. Le versioni domestiche della ESU, *xStorage Home*, si venderanno a €3.500 (prezzo senza IVA né installazione) per una capacità di 3.5 kWh (€3.900 per 6 kWh). L'azienda Forsee Power ha sviluppato anche un modello di business simile, riutilizzando le proprie batterie "esauste" vendute per soluzioni di elettro-mobilità in applicazioni stazionarie 2nd life⁶. Altri progetti sono stati intrapresi da case automobilistiche come BMW e Tesla, descritte nel report del progetto Europeo SASLAB (Bobba, Podias, et al., 2018).

Nella letteratura scientifica si trovano studi di valutazione ambientale di tipo LCA (Bobba, Mathieux, et al., 2018; Bobba, Podias, et al., 2018; Yang et al., 2020) e analisi energetiche sulla performance complessiva del *repurposing* di batterie per diverse applicazioni stazionarie (Ahmadi et al., 2017; Lacey et al., 2013). Sono stati investigati anche casi studio di batterie *repurposed* applicate al settore fotovoltaico residenziale in Spagna per trovare, tramite programmazione lineare, una dimensione ottimale di accumulo con l'obiettivo di ridurre il costo dell'elettricità per gli utenti (Alfaro-Algaba & Ramirez, 2020; Saez-De-Ibarra et al., 2015). Più recentemente è stata pubblicata un'analisi economica per il *repurposing* di batterie basata su test di laboratorio, ove si riportano i tempi di testing e disassemblaggio di un pacco batteria di una macchina elettrica commerciale (Rallo et al., 2020).

Uno studio del 2019 eseguì un LCC per indagare l'applicazione potenziale di batterie LTO per applicazioni industriali, confrontandole con le batterie più comuni al Piombo-acido (Cicconi et al., 2019). Nel laboratorio di energie rinnovabili statunitense (NREL) si sono sviluppati dei modelli per simulare l'invecchiamento delle batterie usate in VE a seconda delle condizioni climatiche e prendendo in considerazione diversi stili di guida, per poter stimare la sostenibilità del *repurposing* delle batterie per applicazioni stazionarie 2nd life (J. S. Neubauer et al., 2012; Jeremy Neubauer & Pesaran, 2011). Questi modelli sono stati successivamente utilizzati per mappare le applicazioni potenziali più convenienti, per identificare le limitazioni e gli ostacoli principali e per valutare così la sostenibilità economica di un simile modello di business negli Stati Uniti (J Neubauer et al., 2015). In base agli studi menzionati, le limitazioni e criticità principali per un adeguato *repurposing* delle batterie sono:

- La **grande variabilità ed eterogeneità** delle batterie per veicoli elettrici sul mercato, in termini di configurazioni (cilindrica, prismatica, pouch), chimica anodo-catodo (LMO, LFP, LCO, LTO, NMC, NCA...), elettronica e di protocolli di comunicazione (BMS, ecc.) (Canals Casals & Amante García, 2016);
- L'**assenza di una normativa che standardizzi i protocolli di testing** per minimizzare i rischi per la salute (protocolli di sicurezza);
- Attualmente gli OEM e i produttori progettano e fabbricano le batterie per una "single" life (e dunque senza pensare, ex-ante, al loro potenziale riutilizzo una volta conclusa la prima vita utile per autotrazione), per cui è necessario procedere al disassemblaggio tramite tecnici ad hoc e non con processi robotizzati automatici (dunque lavoro manuale, più lento e costoso).

⁵ http://www.eaton.eu/Europe/OurCompany/News/PRCompany/PCT_2967726

⁶ <https://www.forseepower.com/services/>

- Una criticità importante è anche l'**assenza di una normativa che faciliti il riutilizzo delle batterie**. Manca infatti uno standard che permetta di uniformare (per quanto possibile) e industrializzare il processo di disassemblaggio. La nuova proposta di regolamento (dicembre 2020)⁷ sulle batterie contiene molte novità in merito alla *second life*, come ad esempio il requisito di avere un **Battery Passport** (identificativo unico, informazioni tecniche accessibili online, ecc.) e ciò dovrebbe consentire uno snellimento dei processi e l'abbattimento dei costi (tempi) di *repurposing*.
- L'**assenza di un consenso a livello scientifico per definire e stabilire univocamente lo stato di salute delle batterie usate** (Canals Casals & Amante García, 2016) **e la disponibilità dei dati specifici per determinarlo**. Questi dati mancano perché non vengono ancora registrati, oppure non sono disponibili per ragioni di riservatezza. Lo stato di salute delle batterie usate, chiamato più comunemente *State of Health* (SOH), è uno dei parametri più importanti per determinare la sostenibilità del *repurposing* ed è molto difficile da stimare a priori perché dipende da molti altri parametri e variabili, a volte sconosciuti o non reperibili (Ahmadi et al., 2014; Bobba, Mathieux, et al., 2018; Casals et al., 2017; J Neubauer et al., 2015). Da questo punto di vista sarebbe auspicabile che gli OEM incorporassero al sistema di controllo della batteria un sistema di monitoraggio dei parametri chiave (cicli carica-scarica, evoluzione resistenza interna...) per poter caratterizzare accuratamente lo SoH delle batterie, una volta giunte alla fine della loro "prima" vita.

1.3.1 Analisi di mercato: previsioni dei flussi di batterie automotive a fine vita "autotrazione" nel periodo 2020 - 2030

Per il calcolo dei volumi di batterie a fine vita dei veicoli BEV e PHEV di categoria M1 e N1, considerati sia in termini di **numero di pezzi** che di **capacità totale** (kWh), si è considerato il periodo 2020 - 2030 per stimare quelle che saranno prevedibilmente disponibili in Italia, considerando le immatricolazioni di vetture elettriche (macchine e furgoni) e ibride dal 2010 al 2019⁸ e le previsioni di vendite fino al 2030⁹. Per stimare i volumi di batterie che arrivano a fine vita utile sono stati considerati 10 e 8 anni di durata di "prima" vita utile della batteria, rispettivamente per le auto e i furgoni (LCV) elettrici e ibridi plug-in (vedasi Figura 1). Inoltre, è stato considerato un piccolo volume aggiuntivo di batterie derivanti da automobili incidentate (1% delle immatricolate nell'anno n-1 ogni anno). Quindi, per esempio, il volume di batterie esauste nel 2020 sono date dalla somma di quelle vendute/immatricolate nel 2010 e dell'1% di quelle vendute/immatricolate nel 2019 (nel caso delle auto).

⁷https://ec.europa.eu/environment/waste/batteries/pdf/Proposal_for_a_Regulation_on_batteries_and_waste_batteries.pdf

⁸ Immatricolazioni BEV e PHEV (Unrae Book, 2013, 2018, 2019) e immatricolazioni LCV elettrici (Unrae Book 2019, ANFIA). Le batterie da autobus elettrici e macchine ibride (no plug-in) sono state escluse a causa del loro contributo trascurabile (un 7% del totale stimato per il periodo 2020 - 2030) e per la difficoltà nel reperire dati affidabili sulle loro caratteristiche.

⁹ Stime interne Motus-E.

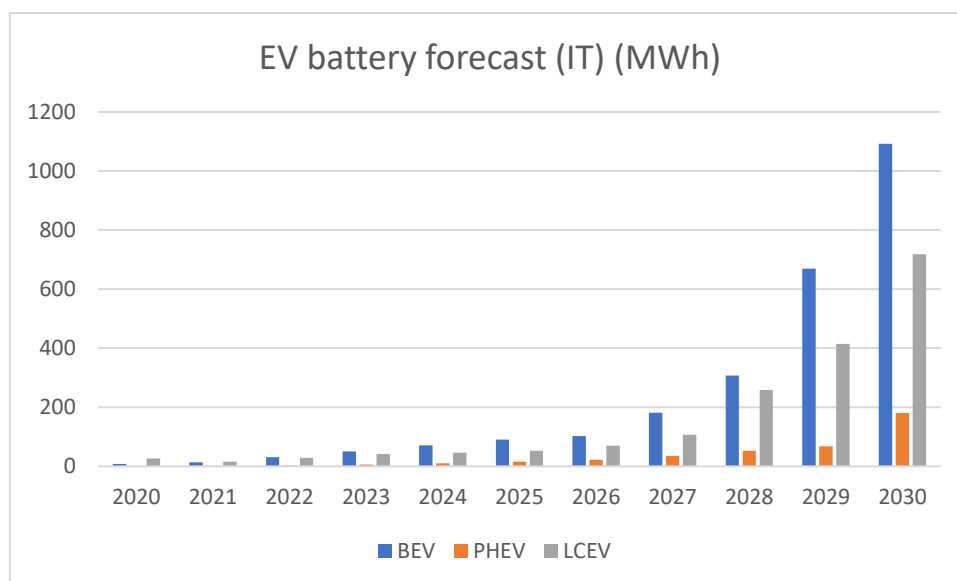


Figura 1. Previsioni sui volumi totali di batterie elettriche usate che saranno disponibili nel mercato italiano nel periodo 2020 – 2030.

La capacità nominale media considerata per le batterie delle BEV è stata assunta pari a 24 kWh per il periodo 2010 – 2016, 30 kWh per il 2017 – 2018 e 52 kWh dal 2019 in avanti (macchine elettriche, BEV¹⁰). Per le macchine ibride plug-in (PHEV¹¹) si assume una capacità di 10.7 kWh, mentre per i furgoni *full electric* (LCEV¹²) si è presa una capacità di 37 kWh per ogni batteria. Le caratteristiche principali delle batterie e dei moduli sono illustrate nella seguente Tabella 1, le quali si hanno preso da macchine elettriche esistenti sul mercato. Questi dati sono stati ricavati da batterie commerciali esistenti usate nei BEV, PHEV e LCEV di uso comune. Le specifiche tecniche lì mostrati rappresentano le caratteristiche di batterie medie di ogni tipologia di auto elettrica considerata nel presente studio.

Tabella 1. Caratteristiche e specifiche tecniche delle batterie e moduli considerati per la presente analisi tecnico-economica. Si tratta di batterie utilizzate in VE sul mercato e rappresentano delle batterie medie per ciascuna tipologia di VE.

	BEV	PHEV	LCEV
Capacità batteria [kWh]	52	10.7	74
Numero di moduli della batteria	12	5	16
Numero di pacchi batteria	1	1	2
Peso della batteria (kg)	326	94	260
lunghezza (cm)	162	139.6	85
larghezza (cm)	129	35.2	70
altezza (cm)	33.1	31.4	30
Chimica della batteria	NMC	NMC	NMC
Capacità media modulo (kWh)	4.3	2.1	2.3

¹⁰ Battery-powered Electric Vehicle

¹¹ Plug-in Hybrid Electric Vehicle

¹² Light Commercial Electric Vehicle

1.4 Perimetro dello studio

Lo studio concentra l'analisi del repurposing sul mercato Italiano degli accumulatori per **impianti fotovoltaici (FV) domestici**. Come riferimento per i costi di repurposing degli accumulatori 2nd life, che chiameremo *Energy Storage Unit* (ESU), sono stati utilizzati i prezzi di mercato attuali di accumulatori di diverse dimensioni (da 3 a 13 kWh) distribuiti dalla società internazionale LG Chem. I prezzi delle batterie che saranno comparate alle ESU derivanti dalle batterie *automotive* vengono mostrate nella Tabella 2.

Tabella 2. Prezzi di mercato per la serie di batterie LG Chem per applicazioni di back-up in impianti FV domestici. I prezzi sono da intendersi esclusi i costi di installazione e il costo dell'inverter

LG CHEM RESU	Prezzi senza IVA	€/kWh
LG 3.3 kWh	€ 2,349.00	712
LG 6.5 kWh	€ 3,409.00	524
LG 9.8 kWh	€ 4,438.00	453
LG 13.1 kWh	€ 5,590.00	427

Il sistema di riferimento sarà in questo caso una batteria nuova disegnata per funzionare come accumulatore in un impianto FV domestico collegato alla rete. Questo sistema è ideato per incrementare la capacità di autoconsumo delle famiglie italiane, incrementare la produzione di energia da fonti rinnovabili e ridurre la domanda di produzione elettrica dalla rete (Bobba, Podias, et al., 2018).

Visto che l'obiettivo della LCC di questo studio è quello di stimare i costi di *repurposing* per: i) vedere se un simile modello di business è percorribile, sostenibile e competitivo e ii) per comparare i costi complessivi dei due sistemi a confronto lungo il ciclo di vita. Si considera così, come *benchmark per l'LCC*, la batteria nuova (senza *inverter*), prima dell'installazione. I costi complessivi del sistema di riferimento sono approssimati dai prezzi di mercato come mostrati in Tabella 2.

1.4.1 Unità funzionale o di riferimento dello studio

L'**unità funzionale** (UF) è l'unità di riferimento in uno studio LCA a cui si riportano tutti i calcoli nella fase d'inventario e, di conseguenza, anche tutti i risultati. La scelta della UF è legata alla funzione o servizio essenziale delle batterie, ossia l'accumulo di energia per il suo utilizzo prolungato nel tempo. Pertanto, la **UF è 1 kWh di energia accumulata lungo il ciclo di vita delle diverse batterie**, la quale si ha denominato come il **Lifetime Energy Throughput** (LET) ed è descritta in dettaglio nella sezione 2.4.1 Calcolo della capacità di accumulo complessiva delle batterie (LET).

In alcuni calcoli si è utilizzato la capacità di accumulo nominale ($kWh_{nominale}$) come *UF intermedia*, ovvero come passaggio intermedio necessario per costruire il *Life Cycle Inventory* (vedasi capitolo 2 Life Cycle Inventory: inventariazione e descrizione delle fasi del ciclo di vita del repurposing di batterie di VE). A tal fine sono stati analizzati tutti i processi relativi alla Raccolta e Testing & Disassemblaggio delle batterie usate per il repurposing si hanno inventariato in base alla capacità nominale (vedasi Figura 2). Per tutti i processi elencati però, i consumi ed emissioni finali sono stati riportati alla UF dello studio, ovvero si hanno distribuito in base all'energia totale accumulata

(e rifornita) durante la loro (seconda) vita utile (kWh_{LET}). Di conseguenza, i risultati finali della LCA e quindi dell'impronta ambientale sono riportati in kWh_{LET} .

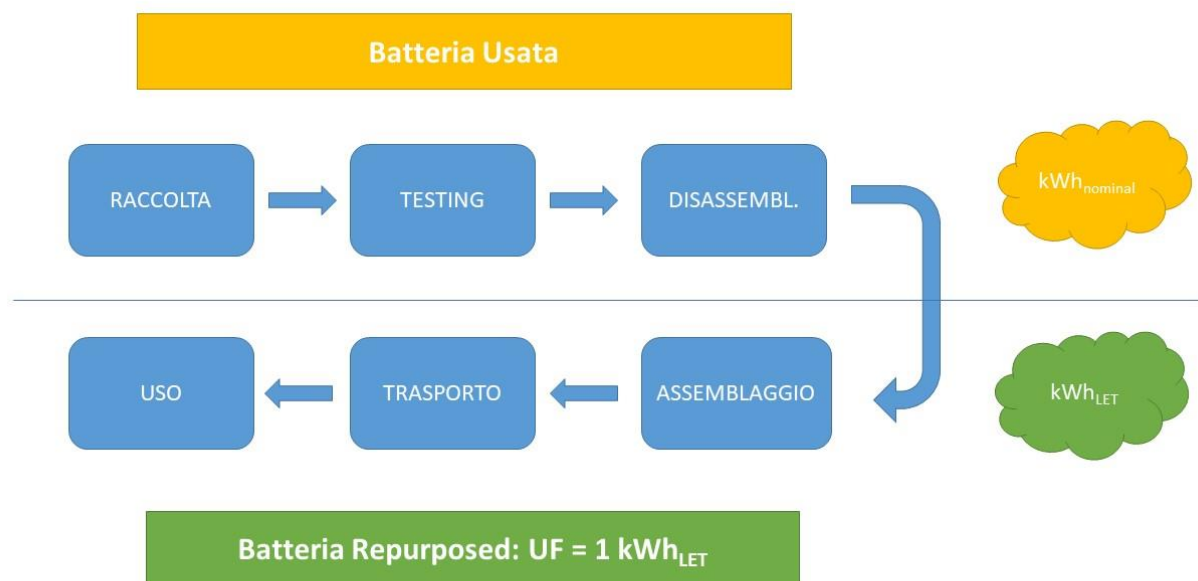


Figura 2. Flowchart per il sistema di batterie repurposed e la UF considerata nell'analisi.

1.4.2 Fasi del Ciclo di Vita considerate

Nelle prime fasi di definizione dell'obiettivo e perimetro del presente studio LCA-LCC (step 1: Goal & Scope, vedasi sezione 1.2), si avevano considerato tutte le fasi del ciclo di vita delle ESU nuove e repurposed. Per il sistema di batterie usate e repurposed le fasi sono:

- Raccolta e trasporto
- Testing, disassemblaggio e selezione moduli
- Assemblaggio ESU
- Trasporto e installazione
- Uso (2nd life)
- Smaltimento

Mentre per il sistema di riferimento (batterie nuove), le fasi del ciclo di vita sono:

- Estrazione, raffinazione e lavorazione dei *raw materials*
- Produzione celle, moduli e componenti
- Assemblaggio
- Trasporto e installazione
- Uso (1st life)
- Smaltimento

Le fasi escluse nella presente analisi però sono il **trasporto** (spedizione del prodotto finito), **l'installazione**, **uso** e lo **smaltimento** finale delle batterie, perché ritenuti (verosimilmente)

identici per le due opzioni (vedasi Figura 3). La fase d'**Uso** viene inclusa solo indirettamente, per garantire una performance energetica simile fra i sistemi di accumulo a confronto e quindi per rendere possibile una comparazione. In altre parole, si considerano batterie repurposed più grosse (capacità di accumulo nominale maggiore) rispetto alle nuove per prendere in considerazione il fatto che una batteria nuova ha più capacità di accumulo (e sicuramente anche una vita utile più lunga) di quella *repurposed*, tutto ciò per garantire una funzionalità paragonabile per l'intero ciclo di vita dei due sistemi a confronto (vedasi sezione 2.4.1 Calcolo della capacità di accumulo complessiva). La fase d'Uso vera e propria, ossia l'utilizzo durante Y_1 anni (la vita utile stimata delle batterie nuove) e Y_2 anni (la seconda vita utile stimata delle batterie usate e repurposed), è stata esclusa, dal momento in cui i sistemi di accumulo repurposed sono stati disegnati ad hoc in maniera che forniscano una LET simile a quella dei sistemi di riferimento. Rimanendo tutto il resto uguale (consumi domestici, prelievi elettrici dalla rete, produzione elettrica dai pannelli FV, ecc.), la fase d'uso avrebbe un impatto analogo in entrambi sistemi e dunque viene anche esclusa.

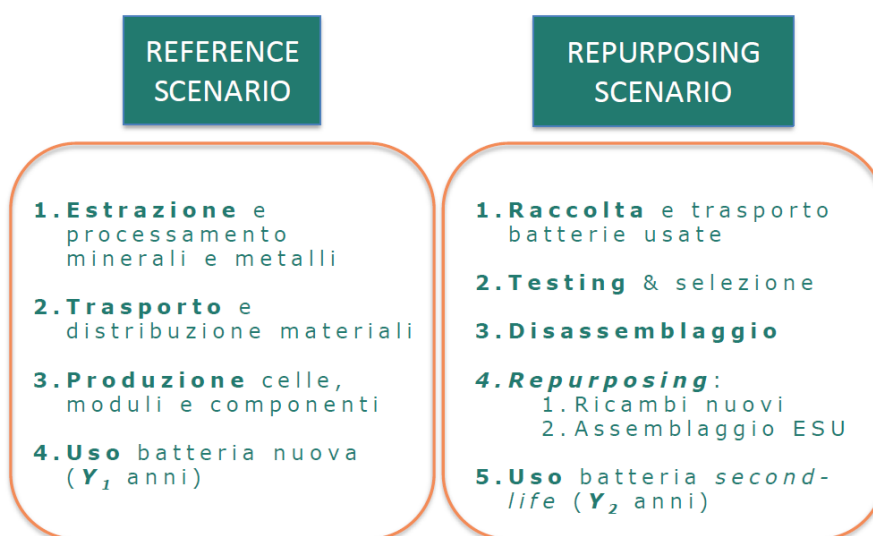


Figura 3. Confini di sistema per lo studio LCA-LCC sul repurposing di batterie usate per applicazione stazionaria 2nd life. La fase di Uso è compresa solo in maniera indiretta per includere la performance energetica dei sistemi di accumulo a confronto, però l'utilizzo vero e proprio si è escluso.

1.5 Premesse

L'applicazione scelta per quest'analisi è l'accumulo del surplus di energia elettrica prodotta da pannelli solari in un impianto domestico con lo scopo d'incrementare l'autoconsumo. Il consumo elettrico di una unità residenziale media italiana è di 2154 kWh/anno, oppure di 5.9 kWh/giorno, compreso in un intervallo che va dai 3.2 ai 9.4 kWh/giorno (Besagni et al., 2020).

In base a questo intervallo di consumi domestici misurati per l'Italia, le batterie usate verranno riconfigurate in ESU domestiche con capacità di accumulo nominale dai 4.3 ai 13.9 kWh, di modo che la capacità residua di energia utilizzabile (che dipende dallo stato di salute (SOH) delle batterie) rimanga compresa nell'intervallo 3.2 - 9.4 kWh/giorno. Inoltre, lo studio si basa su importanti assunzioni, riportate di seguito:

- i) Le batterie BEV, PHEV e LCEV considerate per lo studio, e mostrate nella Tabella 1, rappresentano la batteria media per ogni tipologia di VE;
- ii) Si considera che il volume di batterie intercettate sono un 75% del totale disponibile per ogni anno nel periodo analizzato. All'interno del 25% di batterie non considerate ci sono le batterie etichettate "rosse" dal *dealer* automotive, identificate come pericolose per il trasporto. Si presume che le batterie *rosse* siano inviate direttamente a riciclaggio/smaltimento e dunque escluse dal business model qui analizzato;
- iii) Le batterie delle BEV e LCEV, riconfigurate in ESU, **partono da uno state of charge (SOC) dell'80%** e si considerano aver raggiunto la loro seconda vita utile quando **giungono al 60%** della loro capacità nominale (Bobba, Podias, et al., 2018). Premesse simili sono state considerate in altri studi (Ahmadi et al., 2014; Casals et al., 2017; Lacey et al., 2013; Saez-De-Ibarra et al., 2015);
- iv) Si presume che **la ESU non superi una depth of discharge (DOD) del 50%**, per garantire una seconda vita più lunga possibile (Casals et al., 2017; Ellingsen et al., 2014; Lacey et al., 2013; Jeremy Neubauer & Pesaran, 2011)¹³. Questo permette di estendere il numero di cicli residui e ridurre il tasso di degrado delle batterie usate, per far sì che i sistemi di batterie *repurposed* abbiano un LET comparabile a quello dei sistemi di batterie nuove;
- v) La ESU compie un unico ciclo di carica-scarica al giorno in modalità 2nd life. Il numero di cicli rimanenti (e anni di seconda vita utile) dipende dalla chimica della batteria (NMC), dallo SOH iniziale e dalla DOD assunta (vedasi sezione 2.4.1 *Calcolo della capacità di accumulo complessiva*). Siccome il sistema FV è collegato alla rete, si presume che il *surplus* di produzione FV (dopo la carica completa della batteria) finisca in rete e, analogamente, il deficit energetico (dopo la scarica completa della batteria) venga coperto dalla rete. Questa premessa è valida sia per il sistema *repurposed*, sia per il sistema di riferimento;
- vi) Una DOD massima del 50% in second life implica anche una capacità nominale delle ESU molto maggiore rispetto agli analoghi accumulatori nuovi, di modo che si garantisca una LET simile a quella del sistema di riferimento;
- vii) Si presume che, nel caso si dimostri la redditività del business model di *repurposing* delle batterie usate, il valore di queste sarà necessariamente maggiore di zero e quindi si dovranno acquisire dal dealer o proprietario ad un prezzo da stabilire o stimare (sezione 3.2 Computo prezzo d'acquisto delle batterie usate);
- viii) Per poter stimare il costo d'acquisto delle batterie usate per il *repurposing*, i costi di capitale vengono ammortizzati in un periodo di 5 anni e si presume un tasso di rendimento interno (*internal rate of return, IRR*) del 5%;

Per la fase di raccolta delle batterie usate, si considera che il nuovo impianto sarà situato nell'area di Bologna (centro nord) e che i camion percorreranno una distanza media di circa 300 km (distanza media fra Bologna e le principali città italiane, quali Genova, Torino, Milano, Roma). L'impianto è stato disegnato parametricamente, i.e. in funzione del volume di batterie in arrivo. Per limitazioni di fattibilità, l'impianto è progettato per un volume di batterie iniziale equivalente a 150.000 kWh/anno di capacità di accumulo, ovvero il 75% del flusso totale atteso per il 2026¹⁴.

¹³ Secondo la modellizzazione di Casals et al., 2017, per una batteria usata con un SOH iniziale dell'80%, una DOD massima del 50%, e un SOH finale del 60% (in applicazione stazionaria quale accumulatore in impianto FV), una ESU siffatta avrebbe una 2nd life di 8 anni, mentre nel modello di Bobba, Podias et al., 2018, si stima una 2nd life di 4 anni per una batteria 2nd life con una DOD dell'80%. In Ellingsen et al. (2014) si riporta il cambiamento sui cicli massimi a seconda della DOD di lavoro, forniti da un fabbricante di batterie NMC (1000 cicli a DOD 100%, 5000 cicli a DOD 50%)

¹⁴ Nello specifico, il flusso stimato è pari a 146.052 kWh/anno per 2026.

Il volume di batterie attese per il 2030 è di un ordine di grandezza superiore a quello atteso per il 2026; le dimensioni dell'impianto, e quindi del business, si moltiplicano per 10 in solo 5 anni.

2 Life Cycle Inventory: inventariazione e descrizione delle fasi del ciclo di vita del repurposing di batterie di VE

Di seguito si presentano le varie fasi del ciclo della seconda vita delle batterie usate di veicoli elettrici per il *repurposing* e l'applicazione in impianti fotovoltaici domestici. Come mostrato nella sezione 1.4 *Perimetro dello studio*, il primo passaggio è la raccolta delle batterie usate e il loro trasporto fino all'impianto di *repurposing* (2.1 *Fase di raccolta e di trasporto*), seguono il *testing* e il disassemblaggio delle batterie usate (2.2 *Fase di testing e disassemblaggio*), il ri-assemblaggio dei moduli adatti alla *second life* in nuovi pacchi batterie (2.3 *Fase di assemblaggio*) ed il loro utilizzo finale come accumulatori residenziali ESU in seconda vita (2.4 *Fase d'uso*).

2.1 Fase di raccolta e di trasporto

Le batterie esauste sono considerate un rifiuto pericoloso dalla normativa vigente, perciò sono necessari contenitori e imballaggi speciali per il loro trasporto in sicurezza. Per facilitare il calcolo dei costi relativi alla fase di raccolta e trasporto all'impianto o al sito di stoccaggio delle batterie usate, si considera un costo complessivo medio di 1.5 €/kg batteria¹⁵. Questo è un dato molto conservativo perché tiene conto dei flussi attuali di batterie esauste (ancora abbastanza ridotti). Con volumi più elevati di batterie, assunzione attendibile per i prossimi 10 anni, l'ottimizzazione del trasporto abbasserà significativamente i costi di questa fase.

Si è considerato anche il *packaging* necessario per il trasporto, considerando una cassa in legno per la spedizione delle batterie etichettate "verdi" e "gialle", che saranno tendenzialmente le batterie con maggior probabilità di passare la fase di *testing* e diventare ESU per una *second life*. Di conseguenza, si escludono dal perimetro di studio le batterie etichettate come "rosse", ovvero quelle danneggiate o identificate come pericolose per il trasporto. Si è considerata una cassa in legno di 204 kg (con una portata massima di 700 kg) a un costo unitario di 300 €. Inoltre si presume conservativamente che le casse verranno utilizzate solo due volte, con un costo di 150€ a batteria per il *packaging*.

Tabella 3. Inventario per il modello LCA della fase di raccolta e trasporto

Collection & Transport processes	BEV	PHEV	LCEV
Transport, freight lorry, 3.5-7.5 t, EURO4 (t*km/kWh _{nominal})	5.4	14.9	6.7
Packaging, wooden box (kg/kWh _{nominal})	1.96	9.53	2.76

2.2 Fase di testing e disassemblaggio

Per stimare i costi relativi alla seconda fase del *repurposing* sono stati presi i dati riportati nel recente studio di Rallo et al., 2020. Si presume che il processo sia ottimizzato e che non ci siano tempi morti per minimizzare i costi di questa fase. Di conseguenza si assume l'esistenza di diverse stazioni con le attrezzature di testing disponibili per ogni tecnico.

¹⁵ Questo equivale ad un costo di trasporto e raccolta complessivo di 9.4 – 13.3 €/kWh per l'Italia e le batterie considerate, come indicato da COBAT.

Per quanto riguarda i costi legati al consumo elettrico, si è calcolata l'energia necessaria per la fase di *testing* (carica e scarica delle batterie per 250 minuti, come riportato in Tabella 4)¹⁶, prendendo un costo medio di 0.161 €/kWh¹⁷ e un costo di 2.27 €/m² annuale per l'illuminazione. Nel calcolo di questo consumo elettrico si è presunta un'efficienza dell'85% per tenere conto delle perdite di processo e, inoltre, si è considerato che durante il processo di *testing* (250 minuti) la batteria si carica di continuo. Di conseguenza, il consumo stimato è molto conservativo e risulta pari a 4.9 kWh/kWh_{nominal}. Nel progetto Europeo SASLAB sviluppato dal JRC si stima un consumo per il testing di 8.7 kWh per un pacco PHEV di 11.4 kWh (quindi di 0.76 kWh/kWh_{nominal}), tuttavia nel report non si specifica quale fosse l'assunzione rispetto al tempo impiegato nel testing del *battery pack* analizzato). In ogni caso, e come si vedrà dai risultati nei capitoli successivi, il consumo elettrico per il testing ha un'incidenza marginale sulla performance delle ESU (sia economica che ambientale).

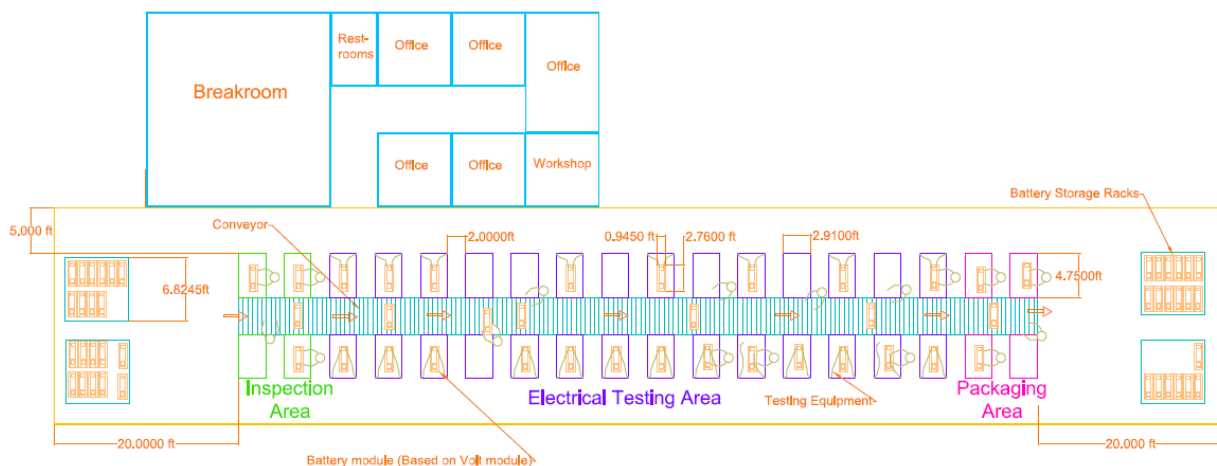


Figura 4. Impianto di repurposing parametrico scalabile. Piano e configurazione come presentato in Neubauer et al., 2015

Si è assunto altresì che serva un solo tecnico per ogni batteria, a differenza di quanto riportato in Rallo et al., 2020, perché lì il testing e il disassemblaggio avvengono in un laboratorio con attrezzature limitate (senza muletti né nastro trasportatore, come invece considerato nell'impianto di questo studio, vedasi Figura 4). Nella sezione 3.4 *Analisi di sensitività*, si prendono in considerazione diversi valori per i parametri chiave, quali i tempi di disassemblaggio e assemblaggio. Inoltre, si assume che un 10% delle batterie venga scartato dopo il testing (a causa di danni, basse prestazioni, SOH insufficiente, ecc.).

Tabella 4. Ore-uomo considerate per la fase di testing, da Rallo et al., 2020. Tutte le batterie seguono lo stesso procedimento (tempi validi per tutti e tre tipi di batterie considerate nello studio: BEV, PHEV e LCEV).

Testing activity	Unit	Value
Receiving Inspection & Handling	minutes	60
Connection to Electrical Test Equipment	minutes	10
Initial voltage set & balance	minutes	100
Battery characterization (electrical testing)	minutes	250
Disconnection from Electrical Test Equipment	minutes	10
Final Inspection	minutes	10

¹⁶ I tempi presentati in Tabella 4 sono stati sottoposti al giudizio degli esperti di CESI, partner del tavolo di lavoro di Motus-E specializzato in servizi di testing elettrico, che hanno approvato i valori utilizzati per lo studio.

Machine Testing time	hours	5.8
Technician Handling Time	hours	1.5
TOTAL Battery Testing Time	Hours/battery	7.3

Per quanto riguarda il disassemblaggio delle batterie, sono stati utilizzati i tempi presentati nell'articolo di Rallo et al., 2020, che li considerano come conservativi. È molto probabile che le tempistiche verranno ridotte significativamente in un impianto con procedure ottimizzate, le attrezzature necessarie per risparmiare ore-uomo e grazie alla curva di apprendimento. In un futuro, è attendibile che ci siano anche normative che obblighino i fabbricanti a facilitare il disassemblaggio per il riutilizzo ed il *repurposing*.

Per la parte ambientale, non si è considerato nessun impatto legato a questa fase perché tutto il lavoro eseguito è manuale.

Tabella 5. Ore-uomo considerate per la fase di disassemblaggio, come presentati in Rallo et al., 2020. In questo caso i tempi cambiano a seconda della batteria (è funzione del numero di moduli).

Disassembly activity	Unit	BEV	PHEV	LCEV
Removal of package top	minutes	30	30	30
Extraction of Battery Junction Box	minutes	45	45	45
Disconnection of Cell Module Controllers	minutes	45	45	45
Disconnection & extraction of BMS	minutes	30	30	30
Dismantling of pre-charge circuit	minutes	30	30	30
Extraction of modules (20 min/module)	minutes	240	100	320
Separation of battery base from HV battery support frame	minutes	20	20	20
Removal of humidity buffer	minutes	20	20	20
Removal of cooling plates	minutes	20	20	20
Total Disassembly	hours/battery	8.0	5.7	9.3

2.2.1 Dimensione impianto e staff

Per calcolare le dimensioni dell'impianto si è seguito il modello parametrico di Neubauer et al. (2015). Questo significa che le dimensioni dell'impianto si calcolano in automatico a seconda del volume di batterie attese, e di conseguenza lo stesso si aggrandisce negli anni, in accordo con l'espansione del mercato attesa per i veicoli elettrici. Un altro vantaggio di questo modello è che avendo tre flussi di batterie diverse da smontare (ognuna di dimensioni diverse, configurazioni diverse, ecc.), l'intero impianto risulta dalla somma lineare di tre sotto-impianti o reparti (BEV, PHEV, LCEV) dimensionate separatamente ma sommate alla fine per i costi comuni (es. acquisto terreno, stipendi, ecc.). Per il **2026**, anno di riferimento considerato per il dimensionamento iniziale dell'impianto, si attendono 2532 batterie BEV, 2058 PHEV e 1418 LCEV. Questi volumi, insieme ai tempi considerati, impongono due turni di lavoro (in 252 giorni lavorativi) per potere processare il volume di batterie, che raggiungono complessivamente 146'000 kWh di accumulo atteso per il 2026. La superficie dell'impianto viene calcolata dal numero di uffici necessari (per i responsabili), l'area necessaria per le stazioni di lavoro per il *testing*, l'assemblaggio e il disassemblaggio, l'area per il nastro trasportatore, gli scaffali di stoccaggio per le batterie e le ESU e uno spazio per manovrare i muletti. La dimensione dell'impianto sarà così di circa **3000 m²**, il 44% dell'area è destinata alla linea di produzione delle BEV, il 21% alle PHEV e il 35% alle LCEV. L'impianto ha un costo stimato complessivo di 1'340'000 € (assumendo un costo del

terreno di 100 €/m² e un costo di 350 €/m² per la costruzione del capannone)¹⁸. Nel caso si prendesse il 2030 come anno di riferimento, e secondo il volume di batterie stimate nella sezione 1.3.1 *Analisi di mercato: previsioni dei flussi di batterie automotive a fine vita "autotrazione" nel periodo 2020 - 2030*, l'impianto avrebbe una dimensione di circa 22'500 m² (e un costo di 6.9 M€).

Per il calcolo dello staff necessario si parte dai tecnici di base per il testing, disassemblaggio e assemblaggio, i quali si stimano in base al volume di batterie attese per ogni anno. I volumi annuali si dividono fra le giornate lavorative annuali (252 in questo caso) e - tenendo conto dei tempi necessari per svolgere ogni fase, come riportati nelle tabelle precedenti - si calcola il numero di tecnici necessari per ogni tipologia di batteria (vedasi Tabella 6). Poi si considera anche, oltre ai tecnici di base, un supervisore ogni 10 tecnici, operai per guidare i muletti, ingegneri elettrici, commerciali, amministrativi (1 ogni 30 impiegati), HR manager (1 ogni 30 impiegati), un Operations Manager ed un CEO. Gli stipendi per ciascuna categoria e livello contrattuale sono stati assunti da ISTAT¹⁹. Il costo complessivo del personale per il 2026 è di circa 3 M€, come si può vedere in Tabella 6, insieme ai costi per gli anni successivi.

Tabella 6. Staff e stipendi considerati per l'impianto di repurposing (basato sul modello di Neubauer et al., 2015), in base ai flussi di batterie attese per 2026 e gli anni successivi.

Staff members (number)	2026	2027	2028	2029	2030
Technicians	61	95	172	295	506
Others	29	40	61	101	166
TOTAL employees	90	135	233	396	672
Total Labour cost	€ 2,847,122	€ 4,199,922	€ 7,533,322	€ 12,817,922	€ 21,565,322

L'attrezzatura necessaria (*equipment*) ed i costi unitari relativi per il repurposing si riportano in Tabella 7. Per il volume di batterie attese al 2026, i costi di capitale per l'attrezzatura ammontano a 2.25 M€, con un investimento di capitale pari a 3.6 M€ da recuperare in 5 anni.

Tabella 7. Numero e costi unitari degli attrezzi per il repurposing di batterie

Equipment (year 2026)	N°	Unit Cost (€)
Inspection stations	3	464
Battery Test Channels	10	18561
Controller area network devices	10	148
Computer	3	2784
Workstations (testing)	10	464
Storage Racks	18	93
Forklifts	2	6496
Conveyors (m ²)	25	46
Office	22	92807

Nel modello LCA l'impianto è stato inserito come "*chemical factory, organics*" in maniera analoga alla fabbrica di produzione di batterie nuove del sistema di riferimento come presente nel processo esistente di produzione di batterie al litio di Ecoinvent. Anche questa componente non

¹⁸ <https://www.cronoshare.it/quanto-costa/costruire-capannone-industriale>

¹⁹ www.dati.istat.it

incide praticamente sulla performance delle batterie *repurposed*, come avviene di frequente nelle analisi LCA. Di conseguenza, e per semplificare, il resto delle attrezzature ("equipment" come computers, *working stations*, ecc.) sono stati trascurati nell'analisi ambientale.

2.3 Fase di assemblaggio e Controllo Qualità

Per la fase di assemblaggio delle ESU, si parte dai moduli singoli di ogni tipo di batteria. Per evitare problemi di comunicazione fra i diversi moduli ed il nuovo *Battery Management System* (BMS), si considera che le ESU nuove siano costruite con moduli uguali (di una delle batterie BEV, PHEV, LCEV – quindi dello stesso fabbricante). Le *repurposed* ESU sono dunque di tre tipi (BEV, PHEV, LCEV) e hanno dimensioni diverse a seconda del numero di moduli che contengono (indicativamente da 1 a 6), come si può apprezzare in Tabella 8. Le ESU *repurposed* hanno qui delle capacità nominali più alte a causa dello SOH ridotto delle batterie usate, come anticipato in precedenza e più nel dettaglio nella sezione successiva.

Tabella 8. Configurazioni possibili delle *repurposed* ESU. La capacità nominale è in funzione del numero di moduli collegati (1 a 6).

TOTAL ESU nameplate capacities (kWh)	BEV	PHEV	LCEV
Assembly ESU 1 module	4.3	2.1	2.3
Assembly ESU 2 modules	8.7	4.3	4.6
Assembly ESU 3 modules	13.0	6.4	6.9
Assembly ESU 4 modules	17.3	8.6	9.3
Assembly ESU 5 modules	21.7	10.7	11.6
Assembly ESU 6 modules	26.0	12.8	13.9

In assenza di dati da letteratura o altre fonti, sono stati presi i tempi di disassemblaggio riportati in Tabella 5, prendendo dunque i dati da Rallo et al. (2020) ma invertendo i passi seguiti per il disassemblaggio delle batterie usate. In Tabella 9 si presenta un riepilogo delle ore-uomo necessarie per il *repurposing* delle batterie (dall'ispezione iniziale all'assemblaggio finale).

Tabella 9. Riepilogo tempi (ore-uomo) necessarie per il *repurposing* delle batterie.

TOTAL REPURPOSING TIME		BEV	PHEV	LCEV
Battery testing & disassembly	man-hours	9.5	7.2	10.8
Total technician time (testing & disassembly)	man-hours/module	0.9	1.7	0.8
Total technician time (testing & disassembly)	man-hours/kWh	0.2	0.8	0.3
ESU assembly (1 module)	man-hours	4.5		
Assembly additional modules	man-hours/module	0.5		

Il costo dell'assemblaggio si completa aggiungendo vari componenti nuovi che devono rimpiazzare i vecchi, per una prestazione ottimale, ma anche per assicurare il funzionamento delle ESU (la BMS ad esempio è diversa da quella usata per le vetture elettriche). Sono stati considerati i sensori di corrente, voltaggio e temperatura, il BMS, una unità di controllo per ogni

modulo, cavi, condotti e terminali, una cassa o contenitore esterno²⁰ ed il telaio di contenimento e connessione dei moduli²¹.

Per il raffreddamento si presume che le esigenze di lavoro siano molto più agevoli in un'applicazione stazionaria rispetto a un'auto elettrica. Si considera dunque che il raffreddamento avvenga per convezione naturale (quindi con nessun costo aggiuntivo), come riportato nelle specifiche tecniche delle ESU della LG Chem, anziché 100\$ per il sistema di raffreddamento liquido come considerato in Nelson et al. (2011).

Tabella 10. Costi unitari della componentistica nuova per le ESU da installare con impianti fotovoltaici. Costi presi dallo strumento di calcolo BatPac di Nelson et al., 2011.

ESU components	Unit cost (€)
Current, temperature and voltage sensing	100
Module control	20
BMS	100
Battery Jacket (€/kg battery)	2
Battery Junction Box (€/kg battery)	0.5
Busbars and connection wires	20

Oltretutto, è stato necessario fare ulteriori assunzioni per stimare i costi totali (di tutto l'impianto) legati all'acquisto della componentistica mostrata in Tabella 10, dato che i costi variano a seconda della dimensione della ESU (numero di moduli), e che non si può conoscere a priori il numero di ogni tipo di ESU che si andrà a fabbricare (e vendere). Di conseguenza si è deciso di prendere una media fra il *worst-case* (tutte le ESU vendute sono piccole, per cui i costi unitari sono maggiori) ed il *best-case* (tutte le ESU sono di grosse dimensioni, 6-8 moduli, con costi unitari minori).

Per quanto riguarda la modellizzazione della componentistica per l'analisi ambientale LCA, si è assunto il processo di produzione creato *ad hoc* per le batterie NMC nuove, ma togliendo dall'input i materiali e i componenti relativi ai moduli (materiale del catodo, elettrolita e anodo dentro le celle, separatori, ecc.) e lasciando invariato il resto (cavi in rame e fibra di vetro, BMS, copertura esterna e telaio di contenimento in acciaio). Il processo di produzione delle batterie NMC nuove viene descritto nel dettaglio nella sezione 2.5 Processo di fabbricazione di batterie NMC nuove per modello LCA.

Tabella 11. Inventario per modellare i componenti aggizionali nello scenario di repurposing per l'analisi LCA. Input considerati per 1 kg di batteria repurposed. Il rimanente, circa un 60% del peso totale, riguarda le celle e moduli recuperati dalle batterie usate

ESU components	Amount	Unit
Cable, data cable in infrastructure	0.37	m
Cable, three-conductor cable	0.025	m
Printed wiring board, surface mounted (BMS)	0.036	Kg
Reinforcing steel, sheet rolled	0.32	Kg

²⁰ Battery jacket

²¹ Battery Junction box

2.3.1 Controllo Qualità

Si è considerato infine un ultimo controllo di qualità per verificare che la ESU sia stata assemblata in maniera corretta (cioè per verificare che funzioni correttamente) e per garantire che la capacità di accumulo rimanente sia d'accordo a quello disegnato in base alla DOD e la SOC iniziale presupposte.

Per questo step si presume mezz'ora d'ispezione tecnica per ogni ESU, durante la quale un tecnico farà un controllo sintetico delle funzionalità principali, compresa una prova di carica e di scarica veloce. Per tenere conto di questo costo si è aggiunto mezz'ora di testing, per cui si è aggiornato il dimensionamento dell'impianto ed il numero di tecnici necessari per il testing (iniziale e di Controllo Qualità) di ogni ESU. Non si hanno considerato ulteriori scarti dovuti al Controllo Qualità.

2.4 Fase d'uso

La durata della seconda vita utile delle batterie *repurposed* è uno degli aspetti più critici. Per quanto riguarda le prestazioni, e quindi il rapporto qualità-prezzo percepito, questo aspetto è probabilmente quello in cui rimane la maggior differenza fra ESU *repurposed* e batterie nuove. I sistemi di accumulo nuovi hanno di solito una garanzia di 10 anni. Sebbene una DOD di lavoro ridotta per le ESU (del 50% assunto qui, come descritto in premessa iv) possa allungare sostanzialmente la seconda vita utile (Ellingsen et al., 2014), le batterie *repurposed* hanno già subito qualche anno di degrado dovuto al passare del tempo (dai 5 a 10 anni della loro prima vita utile nelle VE) e alle condizioni climatiche a cui sono state sottoposte. Per cui è attendibile, ma non certo, che le ESU di batterie *repurposed* dureranno meno dei sistemi di storage analoghi con batterie nuove. Gli studi di letteratura scientifica analizzati riportano risultati con ampia variabilità e spesso basati su modelli sviluppati *ad hoc* (non validati con studi empirici a lungo termine). La quantificazione della differenza di prestazioni fra batterie nuove e *repurposed* è quindi una criticità di questo studio (e di altri simili eseguiti negli anni scorsi), che non potrà risolversi finché non si disponga di dati primari di casi studio reali o progetti pilota per sistemi di accumulo residenziali in *second life*.

Per superare, almeno in parte, questa criticità nel presente studio si è scelto una UF che comprende la funzionalità nel tempo dei sistemi di accumulo residenziali, ovvero la *Lifetime Energy Throughput* (LET) definita nella Sezione 1.4.1 e spiegata in dettaglio nella sezione di seguito. Rendendo uguali le LET dei sistemi di accumulo a confronto (ESU e nuove), si riesce allora a equiparare la funzionalità energetica complessiva di una batteria nuova con quella di una *repurposed*. Nonostante la DOD ridotta nelle ESU consenta di ottenere performance energetiche in *second life* simili alle batterie nuove (si parla quindi di LET simili), questa condizione di lavoro presenta un altro inconveniente. Costringendo le batterie usate a lavorare fino al 50% della loro capacità si fa sì che l'energia utilizzabile in realtà sia un **40%**²² della capacità nominale delle ESU (vedasi *Tabella 12. Riepilogo caratteristiche e prestazione tecniche delle batterie nuove e usate considerate in questo studio.*), il quale renderebbe le dimensioni delle ESU *repurposed* significativamente più grandi a parità di prestazioni energetiche.

2.4.1 Calcolo della capacità di accumulo complessiva delle batterie (LET)

Si presenta qui il calcolo eseguito per stimare la quantità di energia elettrica che le batterie sarebbero in grado di fornire lungo la loro vita utile (prima vita, nel caso di batterie nuove; seconda vita, per i sistemi di accumulo residenziali ESU). La capacità di accumulo "istantanea" dipende da vari fattori, quali condizioni di lavoro (DOD, potenza di scarica, temperatura...), capacità nominale e numero di cicli eseguiti. Le condizioni di lavoro si riflettono sul tasso di

²² Dato che hanno una capacità di carica massima dell'80% (SOC_{iniziale}) e una DOD di lavoro del 50%: $0.8 \cdot 0.5 = 0.4$

degrado della batteria, il quale si considera come un parametro fisso per una serie di condizioni di lavoro determinate. La variabile principale è invece il numero di cicli eseguiti, che denomineremo come "c". Per calcolare la LET si parte allora da una definizione della capacità di accumulo come riportata in Ellingsen et al., (2014), e presentata nella formula di seguito:

Equation 1. Definizione matematica della capacità di accumulo delle batterie (basato su paper di Ellingsen et al. (2014), pag. S41)

$$K(c) = K_0 - K_0 \cdot (\delta \cdot c)$$

Dove K_0 è la capacità nominale di accumulo, δ è l'indice di degrado delle batterie e c il numero di cicli eseguiti. In questo modello lineare, molto semplificato ma sufficiente per approssimare la LET reale di una batteria, l'indice di degrado e la quantità di cicli massimi che le batterie possono compiere vengono determinati dalle condizioni di lavoro, quali DOD e potenza di scarica. La variabile "c" viene dunque delimitata dai valori c_{max} e c_0 , che oltre alle condizioni di lavoro imposte, dipendono anche dallo stato di salute della batteria (approssimato dal $SOC_{initial}$) e dal tipo di applicazione (SOC_{final} dell'80% per applicazioni automotive, SOC_{final} del 60% per applicazioni stazionarie, come quella considerata in questo studio). Integrando questa formula e vincolandola all'applicazione e al periodo d'interesse, si può ottenere l'equazione che definisce la LET desiderata in funzione di K_0 , δ , c_{max} e c_0 (determinati a loro volta dai parametri DOD, $SOC_{initial}$ e SOC_{final}).

Implementando le condizioni specifiche dell'applicazione qui considerata, aggiungendo dunque la DOD massima di progetto all'equazione 3 e includendo la capacità di accumulo di partenza ($SOC_{initial}$, del 90% per le batterie nuove, e circa l'80% per le batterie usate), possiamo ottenere la LET delle batterie come di seguito:

Equation 2. Integrazione della equazione 3 di sopra per ottenere una approssimazione della LET delle batterie nuove e usate:

$$LET = \int_{c_0}^{c_{max}} SOC_{initial} \cdot DOD \cdot K(c) \cdot dc$$

$$LET = SOC_{initial} \cdot DOD \cdot K_0 \cdot \left[\left(c_{max} - \frac{\delta \cdot c_{max}^2}{2} \right) - \left(c_0 - \frac{\delta \cdot c_0^2}{2} \right) \right]$$

$$\delta = (SOC_{initial} - SOC_{final}) / (c_{max} - c_0)$$

Dove c_0 è il numero di cicli eseguiti all'inizio dell'applicazione (es. $c_0 = 0$ per le batterie nuove) e c_{max} è il numero di cicli massimi che si stima possa eseguire la batteria, nuova o usata, nelle condizioni di funzionamento e in base ai requisiti imposti dalla specifica applicazione, quali DOD di progetto (del 50% per le batterie usate, del 100% per le batterie nuove). Il parametro c_{max} , ovvero la durata della vita utile della batteria, sarà molto più lungo quanto minore sia la DOD e la potenza di scarica e quanto maggiore sia la SOC_{finale} , ovvero la SOC che il fabbricante ritiene come il limite di funzionamento della batteria, dopo il quale le prestazioni di essa non sono ritenute accettabili per il caso d'uso stazionario. In Tabella 12 si riportano tutte le caratteristiche e prestazioni tecniche delle batterie nuove e usate.

Per calcolare gli indici di degradazione delle batterie, sono state considerate le indicazioni e le specifiche tecniche dei fabbricanti. Nello specifico, il documento ufficiale di garanzia delle RESU 3.3-6.5-10 della LGC, dove si riporta una performance di 10 MWh di energia di accumulo complessivo garantita, oppure una capacità di accumulo di almeno il 60% della nominale dopo i primi 10 anni. Per stimare il numero di cicli che determinano l'area di funzionamento delle batterie, si sono combinati i dati dai fabbricanti di batterie NMC. D'altra parte, sono stati presi i dati riportati in Ellingsen et al. (2014), dove si indica un rapporto di 5:1 per i cicli massimi di una batteria NMC per autotrazione quando essa lavora con una DOD del 50% oppure una DOD

del 100% (ossia, 5000 cicli per una DOD del 50%, oppure 1000 cicli di vita utile per una DOD del 100%). Ancora, si sa che la batteria di 3.3 kWh di capacità nominale della LG ha una LET di almeno 10 MWh e una vita utile di almeno 10 anni (come descritto nel documento di garanzia). Prendendo una SOC iniziale del 90% e una DOD del 100%, si applica l'equazione 4 di cui sopra per arrivare (in maniera iterativa) ad una C_{max} delle batterie NMC stazionarie nuove di 4000 cicli. Così, si ottiene anche l'indice di degradazione delle batterie nella prima vita utile (al 100% del DOD), il quale si stima in uno 0.0075%²³ (0.3/4000) per ciclo eseguito.

Invece per le batterie usate in modalità *second life* (con un DOD del 50%), si è calcolato un indice di degradazione dello 0.0033% (0.2/(7500-1200)), partendo da una prima stima grossolana di 1200 cicli per C_0 (1500 cicli per le PHEV), e arrivando iterativamente a un C_{max} di 7500 cicli. La calibrazione del modello è stata effettuata prendendo come riferimento i valori di SOH per batterie BEV e PHEV calcolati col modello BLAST-V del NREL²⁴. Nel report di Neubauer et al. (2015) si riporta una SOH di 0.72 per le BEV e una SOH di 0.65 per le PHEV, considerando una DOD del 50% in seconda vita per tutti e due (scenario *California*, simile all'Italia). Il fattore di salute della batteria usata (SOH), è definito dagli stessi autori come il rapporto fra i valori di LET usata e nuova, ovvero i rapporti delle energie di accumulo complessive (lungo le vite utili considerate): LET_U/LET_N , che sono stimate dagli autori tramite il modello *ad hoc* sviluppato dal NREL menzionato in precedenza.

²³ Ellingsen et al. (2014) stimano un indice di degrado delle batterie NMC nuove per autotrazione del 0.008%

²⁴ BLAST-V: battery lifetime analysis and simulation tool for Vehicles (Neubauer et al., 2015)

Tabella 12. Riepilogo caratteristiche e prestazione tecniche delle batterie nuove e usate considerate in questo studio.

Repurposed & New ESU characteristics	Nominal capacity (kWh)	Usable energy (kWh)	Usable energy at design DOD (kWh)	SOH	Design DOD	SOC _{initial}	SOC _{final}	c_{max}	c_0	Weight (kg)	LET _{kg} (kWh/kg)	LET _{kWh} (kWh/kWh _{nominal})	LET (MWh)
Rep. ESU – BEV 1	4.3	3.5	1.8	0.72	50%	81%	60%	7500	1200	27	348.0	2182	9.5
Rep. ESU – BEV 2	8.7	7.0	3.5							54			18.9
Rep. ESU – BEV 3	13.0	10.5	5.3							82			28.4
Rep. ESU – BEV 4	17.3	14.0	7.0							109			37.8
Rep. ESU – PHEV 2	4.3	3.4	1.7	0.65	50%	79%	60%	7500	1500	38	228.6	2008	8.6
Rep. ESU – PHEV 4	8.6	6.7	3.4							75			17.2
Rep. ESU – PHEV 6	12.8	10.1	5.1							113			25.8
Rep. ESU – PHEV 8	17.1	13.5	6.7							150			34.4
Rep. ESU – LCEV 2	4.6	3.7	1.9	0.72	50%	81%	60%	7500	1200	33	310.4	2182	10.1
Rep. ESU – LCEV 4	9.3	7.5	3.7							65			20.2
Rep. ESU – LCEV 6	13.9	11.2	5.6							98			30.3
Rep. ESU – LCEV 8	18.5	15.0	6.6							130			40.4
New LG 3.3	3.3	3.0	3.0	1.0	100%	90%	60%	4000	0	31	325.7	3060	10.1
New LG 6.5	6.5	5.9	5.9							52			19.9
New LG 9.8	9.8	8.8	8.8							75			30.0
New LG 13	13.0	11.7	11.7							98			39.8

2.5 Processo di fabbricazione di batterie NMC nuove per modello LCA

Per modellare il processo di fabbricazione di batterie NMC si sono combinati i processi esistenti nel database Ecoinvent v3.6 (processi relativi alla produzione di batterie agli ioni di litio di chimica LMO) con i dati relativi alla produzione del catodo di $\text{LiNi}_x\text{Co}_y\text{Mn}_z\text{O}_2$ (e dei processi a monte che servono per fornire dei materiali necessari, come il CoSO_4), questi ultimi provenienti dagli inventari riportati nella *Supporting Informations* di due studi LCA (Ellingsen et al., 2014; Majeau-Bettez et al., 2011).

Avendo considerato i pesi specifici delle diverse configurazioni di accumulatori residenziali con batterie nuove NMC (vedasi Tabella 12) e LFP (schede tecniche *Sonnen*), i contenuti specifici di ogni materiale e componente per kilo di batteria (kg/kg_batteria) variano. Questo significa che ogni configurazione avrà il suo profilo d'impatto specifico, leggermente diverso uno dall'altro. Si può anticipare che gli accumulatori più grossi saranno i migliori (impatto minore), perché sono più efficienti (meno materiali per $\text{kWh}_{\text{nominale}}$). Ci sarà invece un unico profilo ambientale per tutte le tipologie di ESU repurposed (pertanto indipendenti dal numero di moduli), poiché non sono disponibili in letteratura i pesi specifici di ciascun materiale a seconda della configurazione di ESU; per tale ragione è stata effettuata un'estrapolazione lineare e, quindi, i quantitativi di materiale per kilo di batteria *repurposed* rimangono costanti.

Tabella 13. Sintesi dell'inventario compilato per il modello LCA e la valutazione ambientale dello studio, costruito combinando diversi fonti e banche di dati.

Li-ion battery production (1 kg), assembled	Amount	Unit
Battery cell, Li-NMC	0.6	kg
Reinforcing steel sheet, packaging	0.32	Kg
Cable, data cable	0.373	m
Cable, three conductor cable	0.025	m
Printed wiring board, surface mounted	0.0033	Kg
Electricity, medium voltage	0.1075	kWh
Li-NMC battery cell production (1 kg)	Amount	Unit
Cathode, $\text{LiNi}_0.4\text{Co}_0.2\text{Mn}_0.4\text{O}_2$	0.3268	kg
Anode, graphite	0.4	Kg
Electrolyte, LiPF_6	0.019	Kg
Aluminium sheet, wrought alloy	0.01648	Kg
LDPE film, packaging	0.0733	Kg
Battery separator	0.05365	kg
Ethylene carbonate	0.8	kg
Ethylene glycol dimethyl ether	0.8	kg
Electricity, medium voltage	0.105	kWh
Heat, industrial, natural gas	0.065	MJ
Cathode, LiNiCoMnO_2 production (1 kg)	Amount	Unit
$\text{LiNi}_0.4\text{Co}_0.2\text{Mn}_0.4\text{O}_2$	0.87	kg
Carbon black	0.0263	Kg
Sodium hydroxide (NaOH)	0.130	Kg
Latex	0.00989	Kg
Aluminium, sheet, wrought alloy	0.393	Kg
Water, deionised	0.2	kg

Electricity, medium voltage	0.002	kWh
Heat, industrial, natural gas	0.6458	MJ

3 Life Cycle Costing: analisi economica del *Repurposing* di batterie usate

Nel presente capitolo si presentano gli ultimi calcoli necessari per chiudere il LCC del repurposing di batterie usate, che riguardano gli incassi (stimati in 3.1 Prezzo di vendita delle ESU) e il costo d'acquisto delle batterie usate (stimati in 3.2 Computo prezzo d'acquisto delle batterie usate in linea con la premessa vii) dello studio). Una volta stimati questi due elementi fondamentali per il bilancio economico dell'impianto di *repurposing* modellato, si presenta il paragrafo 3.3 *Sommario dei costi di repurposing* e si conclude con 3.3.3 Confronto prezzi ESU e batterie di mercato.

3.1 Prezzo di vendita delle ESU

Il prezzo di vendita delle batterie *repurposed* dipende fortemente dallo stato di salute (SOH) delle batterie usate e dal prezzo di batterie nuove confrontabili per prestazioni, come indicato dal metodo suggerito da Neubauer et al. (2015). Si è seguito dunque un approccio semplificato per calcolare il prezzo di vendita delle batterie *repurposed*, come si mostra in Equazione 3:

Equazione 3. Formula per il calcolo del prezzo di vendita delle ESU

$$P_{repurposed} = SOH * P_N$$

Dove il fattore P_N è il prezzo di una batteria di elettro-mobilità nuova di prestazioni e caratteristiche simili. Si ricorda che nel suddetto studio, lo SOH si definisce come il rapporto fra il LET della batteria usata e il LET di una batteria nuova analoga (con la stessa chimica e capacità nominale di accumulo). Di conseguenza, si è proceduto a stimare il prezzo medio delle batterie stazionarie per il periodo 2026 – 2030, estrapolando dai dati relativi fino al 2020, come riportati in (Steen et al., 2017). Dalla estrapolazione si è ottenuto il prezzo medio di mercato attendibile per il 2026, come si mostra nella grafica di sotto, che è di circa 470 €/kWh per le batterie stazionarie (330 €/kWh per 2030) e di circa 166 €/kWh per le batterie *automotive* (145 €/kWh per 2030, vedasi Figura 5). Da questa estrapolazione si ottengono anche i prezzi stimati per il 2026, che insieme agli SOH considerati, forniscono i prezzi di vendita e quindi i ricavi potenziali dalle vendite delle ESU (vedasi Tabella 14).

Tabella 14. Prezzi di vendita considerati per il calcolo dei ricavi, basati sui prezzi attendibili per le batterie nuove nel periodo di studio

ESU selling prices	2026	2027	2028	2029	2030
New EV battery pack price (€/kWh)	166	160	156	151	145
Selling price_SOH = 0.72 (€/kWh)	120	115	112	109	104
Selling price_SOH = 0.65 (€/kWh)	108	104	101	98	96

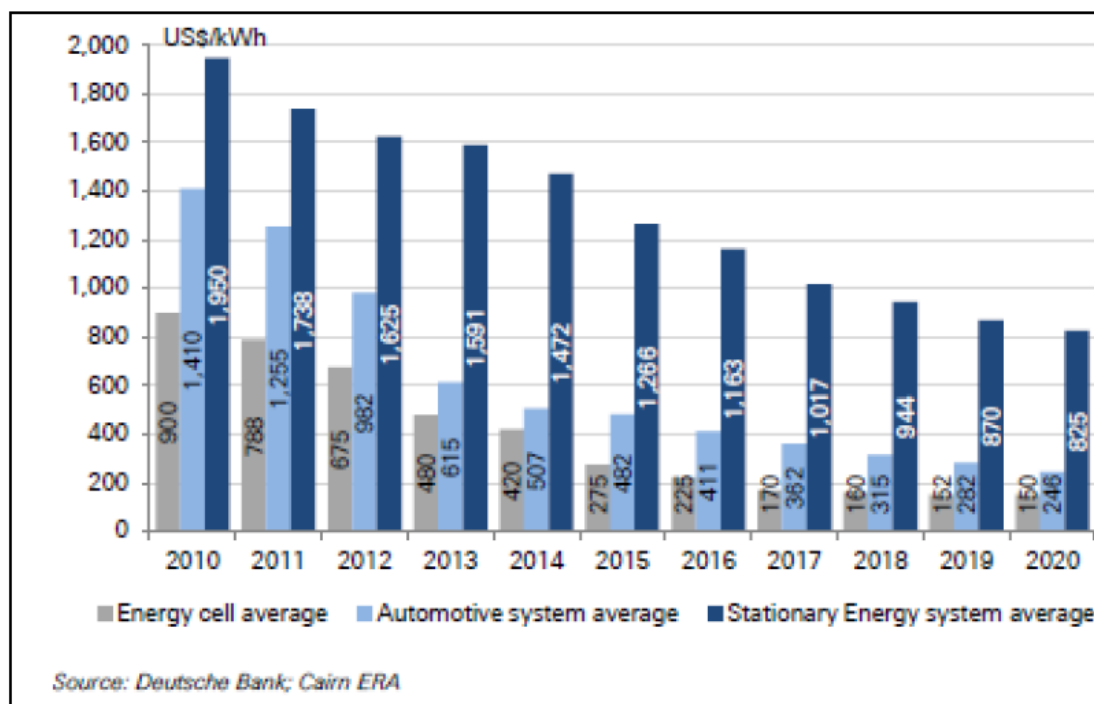


Figura 5. Andamento dei costi delle diverse batterie fino a 2020 (dati Deutsche Bank).

3.2 Computo prezzo d'acquisto delle batterie usate

Finora sono stati calcolati i vari costi strutturali per il *repurposing* delle batterie. Secondo Neubauer et al., 2015, il costo più importante di tutti è legato all'acquisto delle batterie usate, che chiamano "battery salvage value". Questo costo deriva dal fatto che le batterie usate smettono di essere un rifiuto da smaltire in un modello di business funzionante di questo genere, e di conseguenza il loro valore diventerà positivo perché saranno in grado di generare valore addizionale (Jeremy Neubauer & Pesaran, 2011). In questo senso, si accenna nel suddetto studio che la redditività di un business di repurposing comporterà probabilmente un abbattimento dei costi nella catena di valore delle batterie. Con questa logica, il costo d'acquisto delle batterie usate rappresenta il ricavo addizionale nella catena di valore delle batterie e quindi, l'abbattimento potenziale del costo di una vettura elettrica (Jeremy Neubauer & Pesaran, 2011).

Questo valore si calcola in maniera iterativa, definendo a priori una serie di parametri economici che rappresentano l'ambizione finanziaria del progetto, nello specifico: il periodo di ammortamento ed il tasso di rendimento interno. Nella premessa viii) di questo studio questi parametri sono stati vincolati (vedasi sezione 1.5 Premesse), per cui il calcolo può convergere ad una soluzione della seguente equazione:

Equation 4. Equivalenza utilizzata per computare i prezzi massimi d'acquisto delle batterie usate, come suggerito da Neubauer et al. (2015). La equivalenza rappresenta un NPV di progetto nullo.

$$\sum (Capital\ Costs_{t=0}) = \sum_{t=1}^{t=5} (Revenues_t - Expenses_t) * (1 + IRR)^{-t}$$

Dove l'IRR è il tasso di rendimento interno (Internal Rate of Return) e "t" è il periodo di ammortamento, qui assunti pari a 5% e 5 anni, rispettivamente (premessa viii). Nella parte sinistra dell'equazione ci sono i costi in conto capitale, ovvero l'investimento iniziale necessario per l'anno 2026 (attrezzatura, terreno, capannone). A destra c'è la somma del flusso d'incasso netto ("net cash inflow") per un periodo di 5 anni successivi (2026 – 2030). Il prezzo d'acquisto delle batterie usate, che è rendicontato nella parte di *Expenses*, viene quindi calcolato in maniera che si soddisfi tale equivalenza (per la voce di *Revenues* vedasi la sezione 3.1 Prezzo di vendita delle ESU). L'equivalenza presentata in Equation 4 implica in realtà un NPV (*Net Present Value*) di progetto nullo (limite di accettazione dunque). I prezzi d'acquisto così computati sono stati portati al limite per arrivare ad un NPV più vicino allo zero possibile²⁵. In aggiunta, si è assunto che le batterie scartate dopo la fase di testing non siano pagate ai proprietari delle stesse. Nella Tabella 15 si riportano i prezzi massimi per l'acquisto delle tre tipologie di batterie analizzate BEV, PHEV e LCEV, con delle SOH di 0.8, 0.7 e 0.8 rispettivamente, e premesse le condizioni già descritte sopra e in precedenza nelle sezioni 1.4 Perimetro dello studio e 1.5 Premesse.

Tabella 15. Prezzi d'acquisto massimi delle batterie usate, computati per arrivare ad un NPV di progetto quasi nullo (IRR di 5%, t = 5 anni). Dimensioni dell'impianto per l'anno 2026, basato sull'analisi di mercato Italiano e le previsioni di vendite (Figura 1).

	BEV	PHEV	LCEV
Used battery salvage value (€/kWh)	12	0	9
Buying price, whole battery/ies	€ 624	-	€ 666 [§]
NPV (IRR = 5%, t = 5 years)	€ 1,067,413	- € 6,846,956	- € 66,656

[§] Includes 2 battery packs

Come si può osservare, il *repurposing* delle batterie PHEV risulterebbe non redditizio. Nello specifico, la mancata redditività deriva principalmente da tre fattori: i) la dimensione del pacco batteria considerato (10.7 kWh di capacità di accumulo); ii) le dimensioni dei moduli (2.1 kWh); iii) lo SOH della batteria in arrivo all'impianto (0.7). Il motivo generale è che il processo di *repurposing* (nelle sue singole fasi di raccolta, testing, disassemblaggio...) non cambia in base alla capacità del pacco batteria, il costo di produzione pesa maggiormente su pacchi con capacità limitate. In altri termini, più piccole sono le batterie e i loro moduli, più costoso diventa il *repurposing* al kWh di accumulo. Inoltre lo SOH della batteria è un altro parametro chiave, dato che ne definisce il livello di degrado alla fine della prima vita utile, e ne determina la quota di accumulo che può svolgere in modalità *second life* (cioè, determina il suo prezzo di vendita: vedasi 3.1 Prezzo di vendita delle ESU). Il pacco batteria PHEV dimostra così i limiti pratici della redditività finanziaria e la sostenibilità economica di un impianto di *repurposing* del genere. In altre parole, le caratteristiche del pacco batteria PHEV lo pongono al di sotto della soglia minima di redditività finanziaria per il *repurposing* di batterie usate. Nella sezione 3.4 Analisi di sensitività della LCC si approfondisce ulteriormente l'analisi dei valori limite dei parametri critici per le batterie analizzate.

²⁵ Significa che di alzarsi di 1€ il prezzo d'acquisto delle batterie BEV usate, il NPV diventerebbe negativo.

3.3 Sommario dei costi di repurposing

3.3.1 Costi unitari

Una volta calcolati i prezzi d'acquisto delle batterie usate, si hanno tutte le voci dei costi diretti che ci permettono di stabilire il costo finale di repurposing. Ai costi diretti si aggiungono dei **costi indiretti** per coprire spese di assicurazioni (3% dei costi diretti), costi generali e di amministrazione (5% dei costi diretti), di garanzia delle ESU (5% dei ricavi), e di Ricerca e Sviluppo (R&D, 3% dei ricavi), sempre come suggerito da Neubauer et al. (2015).

Di seguito si riportano una sintesi dei costi di repurposing delle batterie BEV, PHEV e LCEV analizzate, nella Tabella 16, Tabella 17 e Tabella 18, rispettivamente. In Figura 6, si presentano graficamente i costi unitari della ESU prodotta con batterie BEV in funzione del numero di moduli.

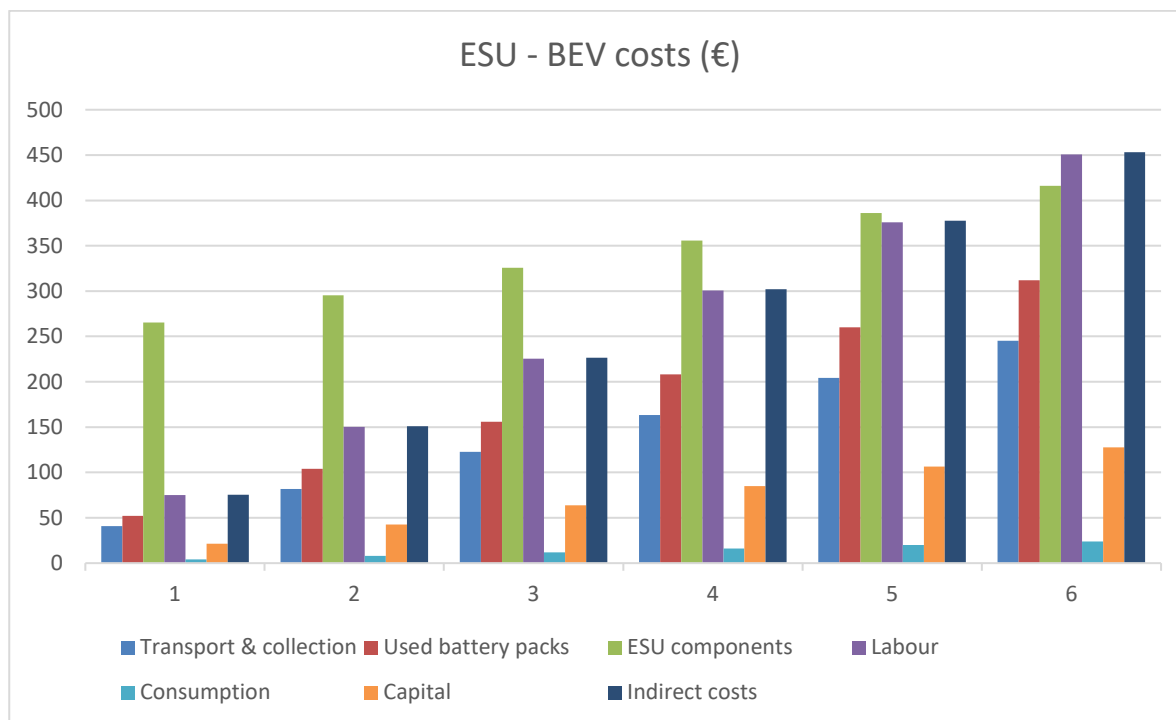


Figura 6. Scomposizione dei costi per le ESU costruite con moduli delle batterie BEV

Tabella 16. Sommario costi di repurposing per la batteria BEV e sei tipi di ESU corrispondenti (in funzione del numero di moduli assemblati e quindi della capacità del prodotto finale).

ESU - BEV costs (€)	Module 1	Modules 2	Modules 3	Modules 4	Modules 5	Modules 6
Nameplate capacity (kWh)	4.3	8.7	13.0	17.3	21.7	26.0
Used battery packs	52	104	156	208	260	312
Transport & collection	41	82	123	163	204	245
ESU components	265	295	326	356	386	416
Labour	75	150	225	301	376	451
Consumption (electricity)	4	8	12	16	20	24
Capital (5y amortization)	21	43	64	85	106	128
Indirect costs	76	151	227	302	378	453

Total (€)	534	833	1132	1431	1730	2029
Total_kWh (€/kWh_{nominal})	123	96	87	83	80	78
Repurposing cost (€/kWh _{nominal})	50					

Tabella 17. Sommario costi di repurposing per la batteria PHEV e sei tipi di ESU corrispondenti (in funzione del numero di moduli assemblati).

ESU - PHEV costs (€)	Module 1	Modules 2	Modules 3	Modules 4	Modules 5	Modules 6
Nameplate capacity (kWh)	2.1	4.3	6.4	8.6	10.7	12.8
Transport & collection	28	57	85	114	142	171
Used battery packs	0	0	0	0	0	0
ESU components	262	289	316	343	370	397
Labour	82	164	245	327	409	491
Capital (5y amortization)	49	98	147	196	245	294
Consumption (electricity)	1	1	2	2	3	3
Indirect costs	40	81	121	162	202	242
Total	462	689	917	1144	1371	1598
Total_kWh (€/kWh_{nominal})	216	161	143	134	128	124
Repurposing cost (€/kWh _{nominal})	94					

Tabella 18. Sommario costi di repurposing per la batteria LCEV e sei tipi di ESU corrispondenti (in funzione del numero di moduli assemblati).

ESU - LCEV costs (€)	Module 1	Modules 2	Modules 3	Modules 4	Modules 5	Modules 6
Nameplate capacity (kWh)	2.3	4.6	6.9	9.3	11.6	13.9
Transport & collection	25	49	74	98	123	147
Used battery packs	21	42	62	83	104	125
ESU components	261	287	313	339	365	392
Labour	52	105	157	209	262	314
Capital (5y amortization)	17	33	50	67	83	100
Consumption (electricity)	3	7	10	13	16	20
Indirect costs	39	79	118	158	197	237
Total	418	601	785	968	1151	1334
Total_kWh (€/kWh_{nominal})	181	130	113	105	100	96
Repurposing cost (€/kWh _{nominal})	59					

Con le assunzioni e le premesse già descritte, i costi unitari delle ESU vanno dai 78 ai 216 €/kWh_{nominal}, mentre i costi di *repurposing* (senza la componentistica nuova delle ESU e senza i costi d'acquisto delle batterie usate, calcolati come descritto nella sezione precedente) vanno dai 50 ai 94 €/kWh_{nominal}. In generale, i costi complessivi qui riportati si possono considerare in linea con altri studi della letteratura, che riporta costi di repurposing che vanno dai 32 ai 114 \$/kWh (Cready et al., 2003; Narula et al., 2011; J. S. Neubauer et al., 2012; J Neubauer et al.,

2015). In questi studi però, non erano stati considerati i costi relativi alla componentistica ESU e all'assemblaggio; a eccezione dell'ultimo studio di Neubauer et al. (2015), altri studi hanno ommesso anche i costi d'acquisto delle batterie usate.

Come già accennato nella sezione precedente, i moduli delle batterie PHEV risultano i più costosi a causa della piccola dimensione del pacco batteria originale (10.7 kWh) e della dimensione limitata dei suoi moduli (2.1 kWh). Come si può osservare, la piccola dimensione del pacco PHEV incide molto sui costi unitari perché i costi legati alle fasi di trasporto e raccolta, testing e disassemblaggio sono praticamente gli stessi per le diverse batterie, e quindi il costo finale riportato kWh_{nominal} è decisamente maggiore. Inoltre, le batterie PHEV sono "più esauste" alla fine della loro prima vita utile (si è considerato uno SOH di 0.65 per le PHEV e uno SOH di 0.72 per le BEV e LCEV, vedasi Tabella 12). Le batterie PHEV - essendo di supporto per le macchine ibride - eseguono più cicli nella loro vita utile, il che va ad incidere sul loro precoce invecchiamento.

3.3.2 Costi totali

Nelle grafiche del seguito si presentano le scomposizioni dei costi totali di *repurposing*. Come si può osservare nella Figura 7, i costi annuali più importanti sono quelli relativi ai consumi (45%), ossia principalmente i costi d'acquisto delle batterie usate e i costi della nuova componentistica per le ESU. A questi seguono i costi di trasporto (19%), i costi del personale (18%) e i costi indiretti (14%). I costi di capitale, annualizzati con un periodo di ammortamento di 5 anni e un tasso di rendimento interno del 5% come descritto in precedenza, sono gli ultimi in ordine di importanza (4% dei costi annui totali).

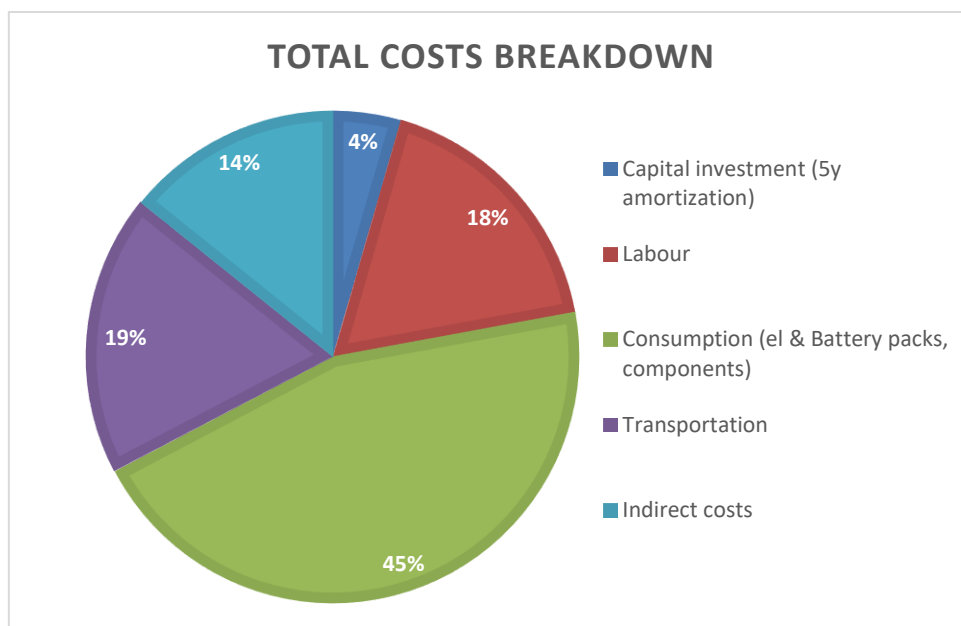


Figura 7. Scomposizione dei costi totali per il repurposing delle batterie.

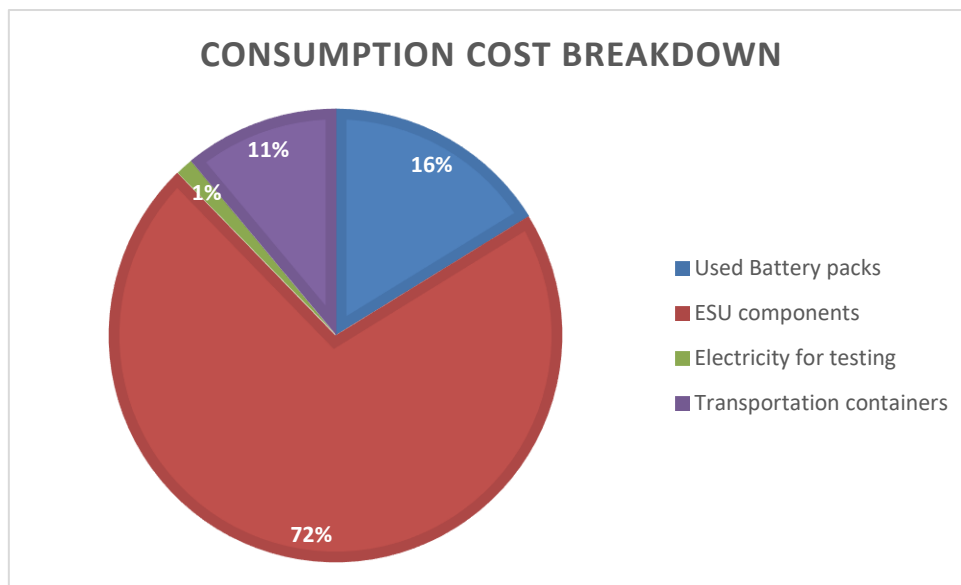


Figura 8. Scomposizione dei costi di consumo per il repurposing delle batterie usate.

All'interno dei costi di consumo, la voce più importante è quella dei costi legati alla nuova componentistica necessaria per la costruzione delle ESU (72%, e 32% del totale), seguiti dai costi d'acquisto delle batterie usate (16%, e 7% del totale), come si può notare nella Figura 8 riportata sopra.

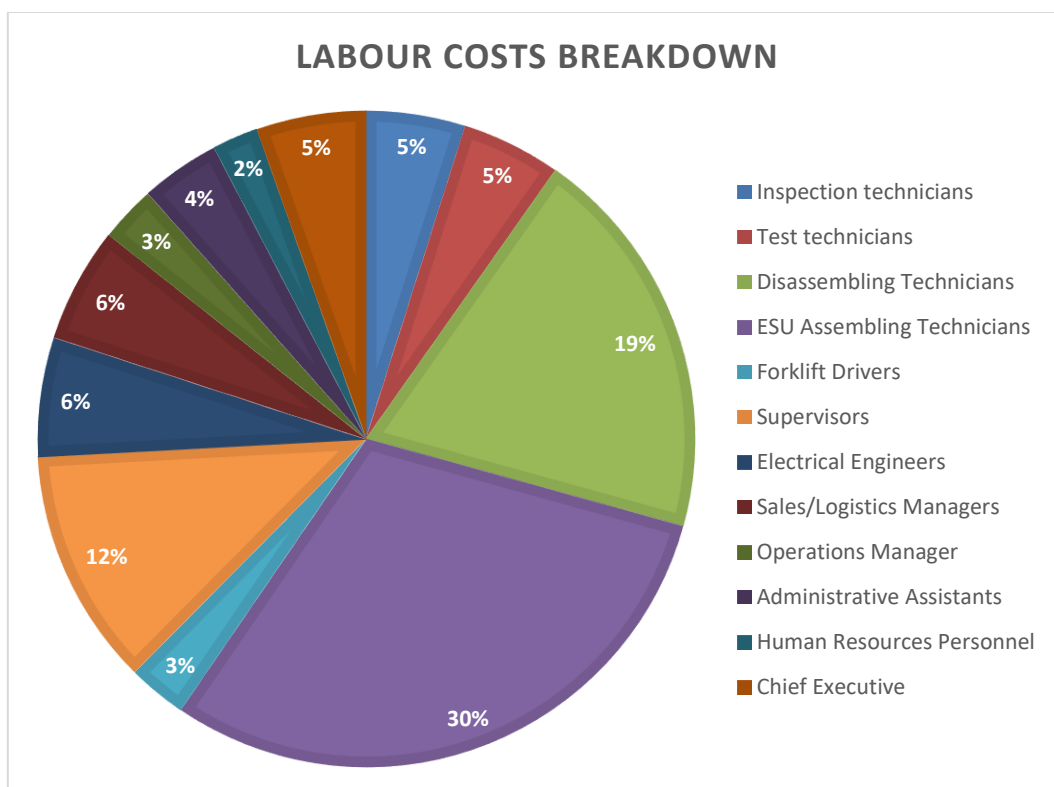


Figura 9. Scomposizione dei costi di manodopera per il repurposing delle batterie usate.

Per quanto riguarda i costi della manodopera, il numero di tecnici necessario per il disassemblaggio e l'assemblaggio è a sua volta un parametro critico dell'analisi (vedasi Figura 9). Gli addetti al disassemblaggio e assemblaggio incidono per un 49% dei costi totali del personale, e quindi circa un 9% del costo complessivo (confrontabile con il costo d'acquisto delle batterie usate). Riepilogando, il costo principale è quello della nuova componentistica per le ESU (32% del totale), seguito dai costi di trasporto (19%), costi di manodopera (18%), costi indiretti (14%) e costi d'acquisto delle batterie usate (7%).

Tabella 19. Sommario costi indiretti per il primo anno (2026).

Indirect Costs (2026)	BEV	PHEV	LCEV
Insurance	€ 204,522	€ 56,179	€ 133,019
General & Administrative	€ 340,869	€ 93,631	€ 221,698
Warranty	€ 414,618	€ 80,191	€ 282,084
R&D	€ 248,771	€ 48,114	€ 169,250
Total	€ 1,208,780	€ 278,115	€ 806,050

Si presenta in Tabella 20 il riepilogo dei costi complessivi annuali dell'impianto, dove si riportano i quantitativi relativi alla scomposizione presentata nella Figura 7.

Tabella 20. Sommario dei costi totali dell'impianto di repurposing per il primo anno considerato (2026)

Annual costs summary (2026)	Full Facility
Capital investment (5y amortization rate)	€ 738,444
Labour	€ 2,952,122
Consumption (Battery packs, new components)	€ 7,224,697
Transportation	€ 2,982,755
Indirect costs	€ 2,295,794
Total annual costs	€ 16,193,813

3.3.3 Confronto prezzi ESU e batterie di mercato

Si presentano di seguito le caratteristiche delle batterie riconfigurate (ESU) in funzione del numero di moduli assemblati e della capacità di accumulo effettiva (LET), che serve come parametro di confronto fra le ESU *repurposed* e i sistemi di accumulo con batterie nuove. Le batterie nuove considerate fanno riferimento alle specifiche tecniche LG, presentate in Tabella 2. Come si può osservare nelle tabelle di seguito, i risultati dell'analisi e del modello sviluppato in questo studio indicherebbero che esiste un margine per avviare un Business Model di *repurposing*, limitatamente a due delle tipologie di batterie analizzate (BEV e LCEV).

Il prezzo di vendita è stato calcolato come spiegato in sezione 3.1, ovvero in base ai prezzi futuri attesi delle batterie nuove per autotrazione (come riportati in Tabella 14) e in funzione della SOH più attendibile per ogni tipologia di batteria. Nel caso delle BEV, si può osservare in Tabella 21 che il costo della ESU di taglia più piccola rimarrebbe sopra il prezzo di vendita ipotizzato (segnalato in rosso), ma che in ogni caso sarebbe praticamente un quinto del prezzo di vendita (senza considerare IVA, né *inverter*, né installazione) dell'analoga batteria nuova (la LG 3.3) e un terzo della *xStorage* di 3.5 kWh (assunto che il prezzo riportato da *xStorage* includa l'*inverter*, che costa attorno ai 2000 €). Le altre configurazioni sarebbero redditizie al prezzo di vendita di 166 €/kWh considerato per il 2026 – infatti, più grossa è la capacità di accumulo della ESU

(maggiore numero di moduli), maggiore è il margine. Considerando anche il possibile calo in un prossimo futuro dei prezzi delle batterie nuove qui riportate, le ESU repurposed mantengono comunque un buon margine per rimanere competitive nel settore degli accumulatori residenziali per impianti FV domestici.

Tabella 21. Confronto prestazioni e prezzi di vendita ESU - BEV con quelli di mercato per batterie analoghe della casa LG Chem (prezzi stimati per 2026 pari a 220 €/kWh). In rosso si segnalano i costi delle ESU che non sarebbero redditizie (costi > prezzo di vendita).

ESU - BEV configurations SOH = 0.72 DoD _{max} = 50%	Nameplate capacity (kWh)	Usable energy (kWh)	Unit Cost (€/kWh)	Total Cost (€)	Selling price (€)	LET (MWh)	Lifetime (years)
1 module	4.3	3.5	123	534	518	9.5	>7
2 modules	8.7	7.0	96	833	1036	18.9	
3 modules	13.0	10.5	87	1132	1554	28.4	
4 modules	17.3	14.0	83	1431	2072	37.8	
LG 3.3	3.3	3.0	220	-	726	10.0	>10
LG 6.5	6.5	5.9		-	1430	20.0	
LG 9.8	9.8	8.8		-	2156	30.0	
LG 13	13.0	11.7		-	2882	40.0	

Per il caso delle PHEV (Tabella 22), i costi di tutte le configurazioni rimangono più alti del prezzo di vendita ipotizzato, anche se sono minori del prezzo di vendita del 2020 delle batterie analoghe nuove LG e delle batterie analoghe repurposed della xStorage (1500 € per la 3.5 kWh, 1900 € per 6 kWh).

Tabella 22. Confronto prestazioni e prezzi di vendita ESU - PHEV con quelli di mercato per batterie analoghe della casa LG Chem (prezzi stimati per 2026 pari a 220 €/kWh). In rosso si segnalano i costi delle ESU che non sarebbero redditizie (costi > prezzo di vendita).

ESU - PHEV configurations SOH = 0.65 DoD _{max} = 50%	Nameplate capacity (kWh)	Usable energy (kWh)	Unit Cost (€/kWh)	Total Cost (€)	Selling price (€)	LET (MWh)	Lifetime (years)
2 modules	4.3	2.7	158	689	462	8.6	>6
4 modules	8.6	5.4	130	1144	924	17.2	
6 modules	12.8	8.1	121	1598	1385	25.8	
8 modules	17.1	10.8	116	2053	1847	34.4	
LG 3.3	3.3	3.0	220	-	726	10.0	>10
LG 6.5	6.5	5.9		-	1430	20.0	
LG 9.8	9.8	8.8		-	2156	30.0	
LG 13	13.0	11.7		-	2882	40.0	

Il caso delle LCEV rappresenta uno scenario intermedio fra le BEV e le PHEV (Tabella 23), avendo moduli piuttosto piccoli (2.3 kWh) ma con pacchi batterie più grandi (37 kWh) e una SOH più alta (0.72) delle PHEV. Come nel primo caso, la ESU più piccola (di 2 moduli) non sarebbe redditizia se consideriamo un prezzo di vendita delle batterie nuove di 166 €/kWh per il 2026,

però i costi rimarrebbero comunque ben al di sotto dei prezzi di batterie analoghe attualmente sul mercato. Come nei casi precedenti, le ESU più grandi garantirebbero migliori margini.

Tabella 23. Confronto prestazioni e prezzi di vendita ESU - LCEV con quelli di mercato per batterie analoghe della casa LG Chem (prezzi stimati per 2026 pari a 220 €/kWh). In rosso si segnalano i costi delle ESU che non sarebbero redditizie (costi > prezzo di vendita).

ESU - LCEV configurations SOH = 0.72 DoD _{max} = 50%	Nameplate capacity (kWh)	Residual usable energy (kWh)	Unit Cost (€/kWh)	Total Cost (€)	Selling price (€)	LET (MWh)	Lifetime (years)
2 modules	4.6	3.3	130	601	553	10.1	>7
4 modules	9.3	6.7	104	968	1106	20.2	
6 modules	13.9	10.0	96	1334	1658	30.3	
7 modules	16.2	11.7	93	1517	1935	40.4	
LG 3.3	3.3	3.0	220	-	726	10.0	>10
LG 6.5	6.5	5.9		-	1430	20.0	
LG 9.8	9.8	8.8		-	2156	30.0	
LG 13	13.0	11.7		-	2882	40.0	

Come si vede dalle tabelle sopra riportate, la competitività dei prezzi finali delle ESU dipende fortemente dallo stato di salute (SOH) delle batterie e dalle dimensioni dei pacchi e dei relativi moduli. Il business scenario delle BEV risulterebbe dunque il più redditizio, mentre quello delle PHEV non sarebbe praticabile, premessi i prezzi futuri per le batterie nuove come riportati in Tabella 14. In ogni caso, è importante avere presente che i prezzi di mercato variano molto a seconda dell'applicazione. In Figura 10 si può apprezzare come, in effetti, il mercato delle ESU abbia prezzi più alti a causa della componentistica addizionale (ad esempio, solo un inverter costa circa €2000).

Per lo più, dal LCC eseguito si può concludere che la redditività del repurposing dipende principalmente dal prezzo delle batterie nuove nel prossimo futuro (o quanto meno dal prezzo degli accumulatori residenziali nuovi sul mercato) e dal costo della componentistica da integrare alle ESU. I componenti nuovi (i costi più importanti in assoluto in questo studio, ovvero un 32% dei costi totali) vanno a sostituire i vecchi o permettono di adattare i moduli usati alla nuova applicazione della batteria repurposed. Li seguono per importanza i costi di trasporto (19%), i costi di manodopera (18%) e i costi d'acquisto delle batterie usate (7%).

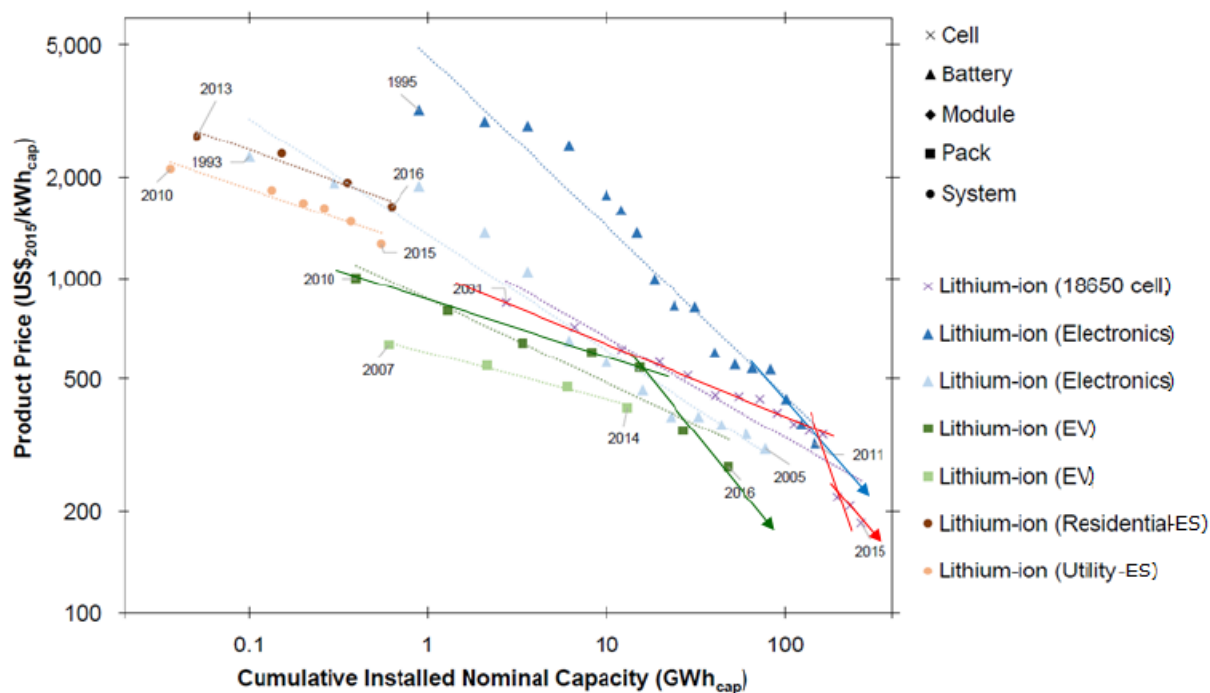


Figura 10. Variazione dei prezzi delle batterie, a seconda dell'applicazione e del livello di aggregazione (celle – moduli – pacchi – sistema accumulato).

Per illustrare l'applicazione della LCC eseguita, si è scelto la ESU più performante (BEV), considerando la taglia necessaria a una famiglia italiana media, che secondo l'analisi recente di Besagni et al. (2020) dovrebbe coprire un consumo giornaliero medio di 5.9 kWh. I bisogni energetici si potrebbero così coprire con un impianto FV collegato a un accumulatore nuovo con una capacità nominale di 6.5 kWh (la capacità effettiva è del 90%), oppure una prima ESU – BEV di 4 moduli (17.3 kWh nominali, 6.2 kWh utili) per i primi 10 anni e una seconda ESU – BEV di 3 moduli (13 kWh nominali e 4.7 kWh utili) per il secondo decennio (vedasi Tabella 24). Sotto le condizioni e assunzioni premesse, le due ESU avrebbero un prezzo complessivo (LCC) leggermente più basso, ma molto simile, alla batteria nuova di riferimento considerata.

Tabella 24. Confronto prezzi e prestazioni ESU e batteria di riferimento

Battery characteristics	ESU – BEV (2m)	ESU – BEV (3m)	Reference (LG 6.5 kWh)	xStorage (6 kWh)
Nominal capacity (kWh)	8.7	13.0	6.5	6
Usable energy at initial SOC (kWh)	6.2	10.5	5.9	4.8 (?)
Usable energy at design DOD (kWh)	3.1	5.3	5.9	-
Estimated LET (MWh)	18.9	28.4	20.0	-
Lifetime warranty (years)	7 (?)	7 (?)	10	-
Pack weight (kg)	54.3 [§]	81.5 [§]	52	-
Cost, cradle-to-gate (€)	€ 833	€ 1,132	-	-
Price (EUR 2026, without VAT, inverter and installation)	€ 1,036	€ 1,554	€ 1,430[†]	€ 1,900[°]

[§] Probably underestimated; linearly extrapolated from original battery pack weight.

[†] Taking an average price of 220 €/kWh for stationary e-storage systems (extrapolation from Deutsche Bank data,

Figura 5). The 2020 price of this LG battery is € 3,409

° Assuming a € 2,000 inverter cost that is included in the original price (€ 3,900).

3.4 Analisi di sensitività della LCC

Avendo considerato tre tipologie diverse di batterie, ognuna con SOH diversa (0.72 – 0.65), dimensioni dei moduli (2.1 – 4.3 kWh) e dei pacchi (10.7 – 52 kWh) diverse, si è già coperta una buona gamma di variabilità dell'analisi di sensitività che riguarda, di fatto, i parametri più importanti dello studio. In effetti, come si è visto nelle tabelle dei risultati principali (Tabella 16, Tabella 17, Tabella 18, Tabella 21, Tabella 22, Tabella 23) e come già discusso nella sezione precedente, i parametri più critici per la redditività economica di un Business di *repurposing* sono:

- i) Lo SOH delle batterie usate;
- ii) Le dimensioni dei pacchi batterie e dei relativi moduli;
- iii) I costi legati alla componentistica nuova per le ESU;
- iv) I prezzi futuri delle batterie nuove di riferimento;

I primi due punti sono stati già coperti dallo stesso inquadramento dello studio e, indicativamente, si potrebbe dire che per assicurare una sorta di sostenibilità economica, le batterie usate devono soddisfare le esigenze minime seguenti: SOH > 0.7; Capacità pacco > 30 kWh; Capacità moduli > 2.3 kWh.

In assenza di informazioni più precise, quali schede tecniche specifiche delle ESU da costruire (qui sono state modellate soltanto in maniera generica), non si possono compiere molti più approfondimenti sul punto tre, bisogna tuttavia avere presente che i costi legati ai componenti nuovi da integrare nelle ESU sono stati stimati come più significativi (32% del costo totale annuo).

Per quanto riguarda i prezzi futuri delle batterie nuove, vista l'importanza sempre crescente della elettro-mobilità e del mercato delle batterie in generale, si possono trovare molti studi e indagini che hanno stimato i prezzi di vendita (o costi di produzione) delle batterie per i prossimi 10 anni. Per l'analisi di sensitività si prendono dunque i prezzi futuri delle batterie nuove per autotrazione da un'altra fonte, che si riferisce a sua volta a varie fonti riportati da Bloomberg²⁶ (Kelleher Environmental, 2019). Nel suddetto studio si accenna all'intervallo di 80-100 \$/kWh per il costo di produzione dei pacchi batterie per VE, il quale rappresenta la soglia che lascerebbe in parità di costi le VE alle macchine convenzionali. Secondo alcuni studi là citati, la soglia di 100 \$/kWh potrebbe essere raggiunta nel periodo 2020-2025. In Tabella 25 qui sotto si riporta la serie di prezzi futuri assumendo come riferimento il costo di un pacco batteria per VE stimato da Bloomberg per l'anno 2030.

Tabella 25. Prezzi futuri possibili delle batterie nuove per autotrazione (fonte Bloomberg, Figura 8 nel report di Kelleher Environmental, 2019) e proiezioni ipotetiche per trovare i break-even points.

ESU selling prices	2026	2027	2028	2027	2030
New battery cost (€/kWh)_Deutsche Bank (this study)	166	160	156	151	145
New battery cost (\$/kWh)_Bloomberg	82	-	70	-	62
Break-even new battery prices (€/kWh)_BEV	155	143	135	127	123
Break-even new battery prices (€/kWh)_LCEV	155	145	138	134	132

²⁶ "A behind the scenes take on Li-ion battery prices", in *Bloomberg New Energy Finance*. Goldie-Scot, L. (2019)

Break-even new battery prices (€/kWh)_PHEV	250	230	212	202	198
--	-----	-----	-----	-----	-----

Prendendo questi costi per le batterie nuove, abbassando il prezzo d'acquisto delle batterie usate a zero e lasciando invariato tutto il resto, il repurposing di batterie non sarebbe redditizio per nessuna tipologia di batterie. Se lasciamo il prezzo d'acquisto delle batterie a zero e proviamo a cercare la serie di prezzi minimi che possono raggiungere le batterie nuove per un NPV di progetto nullo, si trovano i prezzi di "break-even point" per le batterie nuove che delimitano la fattibilità del business di *repurposing*.

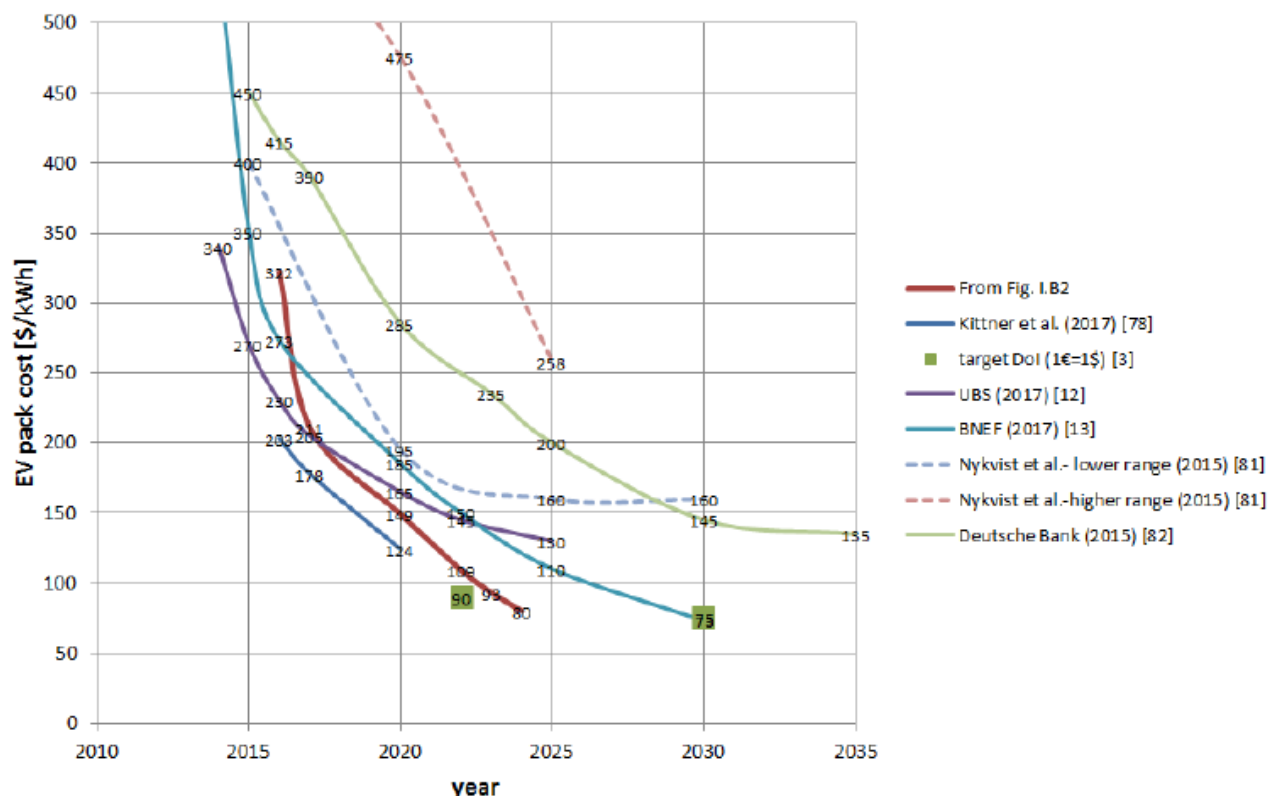


Figura 11. Proiezioni costi di produzione per pacchi batterie di VE. Figura I.3 in Steen et al. 2018.

L'abbattimento atteso del prezzo delle batterie nuove in futuro si potrebbe compensare, in parte o totalmente, con efficientamenti di varia natura che deriverebbero da economie di scala (es. riduzione dei costi di trasporto e riduzioni dei costi della componentistica) e da ulteriori riduzioni dei costi dovute alla curva di apprendimento. Potrebbe anche darsi il caso di una introduzione progressiva di una tassazione crescente della CO₂, ipotesi attendibile nel medio-lungo termine. Una CO₂ Tax potrebbe rendere, indirettamente, le batterie (per VE o accumulo di energia rinnovabile) un'alternativa energetica ancora più competitiva.

Da ultima, ma non meno importante, una futura standardizzazione o normativa specifica per le batterie che faciliti il disassemblaggio veloce e in sicurezza permetterebbe di ridurre sostanzialmente i tempi qui considerati tramite automazione con sistemi robotizzati modulari

dotati di intelligenza artificiale²⁷. L'automazione, oltre a ridurre i tempi di disassemblaggio e assemblaggio (da un 20% a un 50%, in base alla complessità del processo), comporterebbe anche ulteriori risparmi nei costi del personale perché ridurrebbe il numero di tecnici necessari (un 49% del costo di manodopera in questo studio).

4 Life Cycle Assessment: analisi ambientale del Repurposing di batterie a fine vita autotrazione

Come indicato nel capitolo introduttivo, la metodologia LCA ha rappresentato la spina dorsale di questo doppio studio di valutazione economico-ambientale del repurposing di batterie di autotrazione usate. Successivamente nel primo capitolo si è introdotto la *1.2 Metodologia* e si definivano *1.1 Scopo* e *1.4 Perimetro dello studio*, il primo passo in una analisi LCA, insieme alle *1.5 Premesse* necessarie per delimitare l'indagine. Nel secondo capitolo si è introdotto il *2 Life Cycle Inventory: inventariazione e descrizione delle fasi del ciclo di vita del repurposing di batterie di VE*, dove sono stati sviluppati modelli di supporto ed eseguiti i calcoli necessari per realizzare sia la parte economica (presentata nel capitolo 3 Life Cycle Costing: analisi economica del Repurposing di batterie usate) sia la parte ambientale che si presenta di seguito.

4.1 Modello LCA

Per sviluppare un modello LCA di confronto, si devono costruire due sistemi di prodotto che compiono una stessa (o equiparabile) funzionalità o servizio che li caratterizza. In questo caso, i sistemi a confronto sono il sistema di Repurposing e il sistema di Riferimento (batteria nuova) come si mostrava nella Figura 3. Le fasi e i processi comuni a entrambi i sistemi vengono esclusi, poiché si elidono nel momento in cui si fa il confronto (S. Repurposing – S. Riferimento), come si è spiegato in sezione 1.4.2 Fasi del Ciclo di Vita considerate. L'analisi ambientale tiene dunque conto delle fasi e dei processi specifici di ogni sistema. L'inventariazione per il modello LCA è avvenuta in parallelo alla raccolta dei dati tecnici ed economici per l'LCC e dei calcoli necessari per entrambi analisi, quali il calcolo fondamentale della LET presentato in 2.4.1 Calcolo della capacità di accumulo complessiva delle batterie (LET).

Per il sistema di riferimento sono stati inclusi tutti i processi dalla culla (estrazione e raffinazione minerali, trasporto, ecc.) al cancello della fabbrica di batterie (lavorazione materie prime e componenti, assemblaggio, ecc.). Come spiegato in 2.5 Processo di fabbricazione di batterie NMC nuove per modello LCA, sono state combinate diverse fonti di dati per costruire degli inventari specifici per le batterie in Li-NMC (sistema di riferimento principale) e per le batterie LFP (sistema di riferimento alternativo per l'analisi di sensitività). Una sintesi dell'inventario relativo alla produzione di batterie nuove NMC è mostrata in Tabella 13. Per il sistema di repurposing invece, sono stati usati gli inventari presentati in Tabella 3 e in Tabella 11 per modellare i processi delle varie fasi, combinando questi con i processi generici esistenti nella banca dati Ecoinvent 3.6 (es. *Electricity, medium voltage, IT*) e utilizzando del software SimaPro Analyst 9.1. Nella costruzione del modello si sono prese in considerazione le caratteristiche delle diverse batterie (mostrate in Tabella 12), essendo particolarmente importante la LET calcolata

²⁷ <https://www.riact.eu/>

per ogni batteria, che - si ricorda - costituisce l'Unità Funzionale (UF) a cui vengono riferiti gli impatti.

4.2 Metodologia d'impatto

Lo scopo della valutazione d'impatto lungo il ciclo di vita è di raggruppare e aggregare i dati d'inventario raccolti e di caratterizzarli (i.e. trasformare i dati d'inventario in impatti specifici) in base ai rispettivi contributi a ciascuna categoria di impatto dell'impronta ambientale. Nell'elaborazione dei risultati si è seguito un approccio metodologico "attributional" che segue il principio "chi inquina paga" (ovvero, *polluter pays*, rappresentato dal sistema "allocation cut-off" sul database Ecoinvent) ed è stata utilizzata la metodologia europea recentemente aggiornata (nel 2019): si tratta del metodo *Environmental Footprint* (EF) v3, il quale si inquadra nell'iniziativa della *Product Environmental Footprint* (PEF) di stampo europeo. La metodologia EF v3 è un compendio dei migliori metodi scientifici disponibili che si sono sviluppati per valutare impatti svariati (dall'esaurimento dello strato di ozono, all'acidificazione o ai cambiamenti climatici). La metodologia EF v3 include la valutazione di una serie d'impatti ambientali e, sulla base di un inventario completo (che abbiamo descritto nel capitolo 2) caratterizza la cosiddetta *Impronta Ambientale* di un sistema di prodotto.

Le categorie di impatto dell'impronta ambientale²⁸ si riferiscono a specifiche categorie di impatto considerate in uno studio sulla Impronta Ambientale di Prodotto (o PEF), e costituiscono il metodo Europeo di valutazione dell'impronta ambientale. I modelli di caratterizzazione sono utilizzati per quantificare il nesso tra LCI (ovvero l'inventario degli input e dei consumi/rilasci associati al ciclo di vita del prodotto) e l'indicatore di ciascuna categoria di impatto dell'impronta ambientale. Ogni categoria di impatto si riferisce quindi a un certo modello di caratterizzazione autonomo. La selezione delle categorie di impatto dell'impronta ambientale copre una vasta gamma di aspetti ambientali relativi alla catena di approvvigionamento dei prodotti oggetto di analisi. Negli allegati si può trovare una tabella descrittiva ove si spiegano le caratteristiche principali di ciascuna categoria della metodologia EF v3 utilizzata.

4.3 Risultati

Di seguito si presentano i risultati dell'analisi ambientale, in forma grafica (Figura 13) e numerica (Tabella 26), per kWh_{LET} di energia di accumulo (come descritto in sezione 1.4.1 Unità funzionale o di riferimento dello studio). Come si accennava nella sezione 2.5 Processo di fabbricazione di batterie NMC nuove per modello LCA, i risultati dell'impronta ambientale per il sistema di riferimento variano, riducendosi con la capacità di accumulo delle batterie nuove NMC. Questo vuole dire che la performance ambientale delle batterie nuove, ossia la somma d'impatti per kWh di accumulo, diminuisce con la loro dimensione.

La principale lettura dei risultati ottenuti, in linea anche con altri studi della letteratura, è che le impronte ambientali dei sistemi di batterie *repurposed* rimangono significativamente più basse di quelle di riferimento, praticamente per tutte le categorie d'impatto analizzate (vedasi in Figura 13). Ciò significa che i sistemi di accumulo ESU 2nd life, ovvero fatti con batterie a fine vita autotrazione di VE, presentano molteplici e significativi benefici ambientali rispetto ai sistemi di

²⁸ Il termine "categoria di impatto dell'impronta ambientale" viene utilizzato in tutto il metodo PEF al posto del termine "categoria di impatto" utilizzato nella norma ISO 14044.

riferimento, ovvero gli accumulatori di capacità e performance analoga con batterie NMC nuove. Fra le batterie repurposed avviene quanto già visto per l'analisi economica: la tipologia di batteria migliore per il repurposing, quindi con una migliore performance (anche) ambientale, è la BEV (ovvero il pacco batteria più grosso con dei moduli più grandi), seguita dalla LCEV e dalla PHEV (che è comunque migliore della batteria NMC nuova più performante, quella di 13 kWh).

In Figura 12 sotto, si illustra graficamente il singolo risultato della categoria d'impatto *Climate Change* per i sistemi di accumulo analizzati. Questa grafica rappresenta la prima riga in Tabella 26 ed il primo gruppo d'istogrammi in Figura 13, dove si riportano tutti i risultati dell'impronta ambientale delle batterie (in forma numerica nella tabella, in forma grafica nella figura).

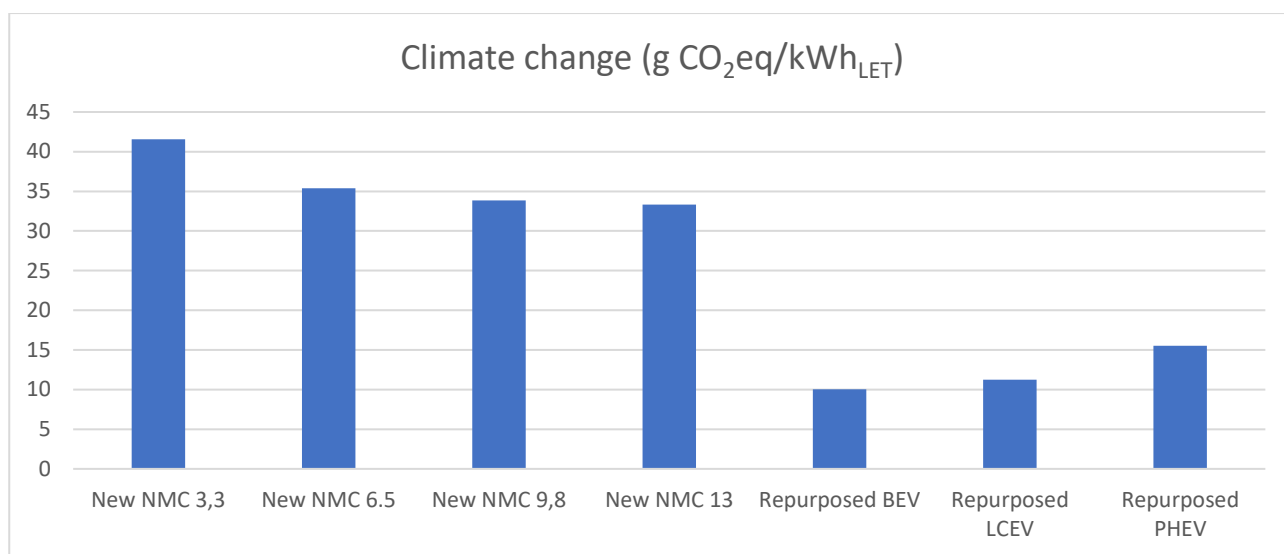


Figura 12. Risultati del calcolo dell'impatto climalterante dei sistemi di accumulo analizzati. Questa è una rappresentazione grafica della prima riga della Tabella 26 dove si riportano tutti i risultati numerici. Rappresenta anche l'impronta di Carbonio (dalla culla al cancello) di 1 kWh di energia di accumulo per i sistemi analizzati.

Considerando i casi limite dei due sistemi a confronto (quindi la PHEV, la meno performante, e la NMC nuova di 13 kWh, la più performante delle nuove), il repurposing delle batterie risulterebbe in ogni caso un'ottima alternativa dal punto di vista ambientale, sotto le condizioni e assunzioni premesse. D'altra parte, confrontando a una a una la BEV e la NMC nuova di 3.3 kWh (gli altri casi limite), l'intervallo di riduzione potenziale degli impatti potrebbe variare dal 50% (per l'assottigliamento dello strato di ozono) al 90% (per l'acidificazione), come si mostra in grafica in Figura 13 qui sotto. Per quanto riguarda l'impatto dell'Uso della Terra (*Land Use*), il maggior impatto per le batterie repurposed ne deriva dall'utilizzo delle casse in legno per il loro trasporto in condizioni di sicurezza come richiesto dalla normativa vigente.

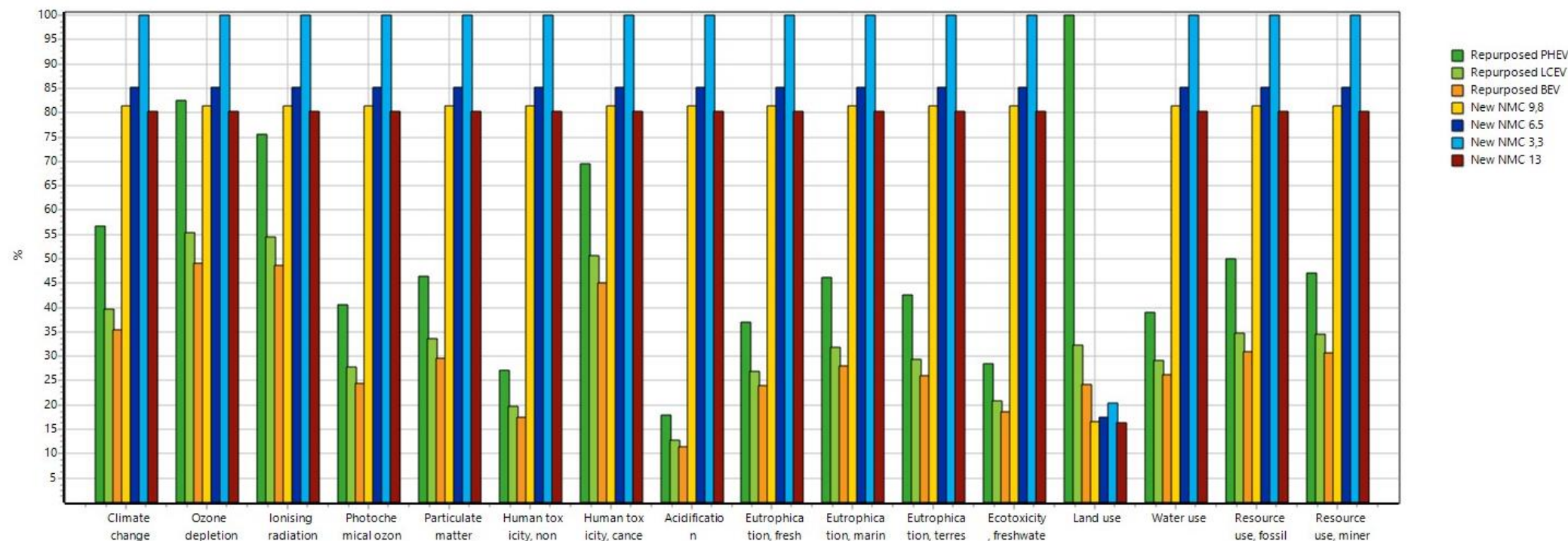


Figura 13. Grafica dei risultati dell'LCA. Si mostra qui il confronto delle impronte ambientali (insieme delle diverse categorie d'impatto) degli scenari analizzati. I primi tre (verde scuro, verde chiaro e arancione) rappresentano i risultati relativi a 1 kWh di accumulo per le batterie repurposed (PHEV, LCEV e BEV, rispettivamente), mentre gli altri rappresentano diverse configurazioni del sistema di riferimento (batterie NMC nuove di capacità 3.3, 6.5, 9.8 e 13 kWh)

Tabella 26. Risultati caratterizzati per tutti gli scenari considerati nell'analisi ambientale dell'LCA eseguita. Ogni colonna rappresenta l'impronta ambientale (dalla culla al cancello) di 1 kWh di accumulo per ogni batteria analizzata. Nelle righe si mostra la quantificazione di ogni impatto considerato, riportati nelle unità di misure della seconda colonna.

Impact category	Unit	New NMC 3,3	New NMC 6.5	New NMC 9,8	New NMC 13	Repurposed BEV	Repurposed LCEV	Repurposed PHEV
Climate change	kg CO2 eq	4.2E-02	3.5E-02	3.4E-02	3.3E-02	1.24E-02	1.39E-02	1.98E-02
Ozone depletion	kg CFC11 eq	3.3E-09	2.8E-09	2.7E-09	2.7E-09	1.39E-09	1.57E-09	2.34E-09
Ionising radiation	kBq U-235 eq	2.9E-03	2.5E-03	2.4E-03	2.4E-03	1.24E-03	1.38E-03	1.91E-03
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	2.6E-04	2.2E-04	2.1E-04	2.1E-04	5.14E-05	5.81E-05	8.51E-05
Particulate matter	disease inc.	3.7E-09	3.2E-09	3.0E-09	3.0E-09	9.14E-10	1.04E-09	1.43E-09
Human toxicity, non-cancer	CTUh	5.1E-09	4.4E-09	4.2E-09	4.1E-09	7.22E-10	8.11E-10	1.12E-09
Human toxicity, cancer	CTUh	1.5E-10	1.3E-10	1.2E-10	1.2E-10	6.09E-11	6.84E-11	9.37E-11
Acidification	mol H+ eq	1.2E-03	1.0E-03	9.9E-04	9.8E-04	1.09E-04	1.22E-04	1.70E-04
Eutrophication, freshwater	kg P eq	6.4E-05	5.5E-05	5.2E-05	5.2E-05	1.25E-05	1.41E-05	1.92E-05
Eutrophication, marine	kg N eq	7.1E-05	6.0E-05	5.8E-05	5.7E-05	1.62E-05	1.84E-05	2.67E-05
Eutrophication, terrestrial	mol N eq	8.4E-04	7.1E-04	6.8E-04	6.7E-04	1.76E-04	1.99E-04	2.88E-04
Ecotoxicity, freshwater	CTUe	6.1	5.2	4.9	4.9	0.90	1.01	1.38
Land use	Pt	0.3	0.3	0.3	0.2	0.30	0.40	1.23
Water use	m3 depriv.	2.1E-02	1.7E-02	1.7E-02	1.6E-02	4.42E-03	4.90E-03	6.57E-03
Resource use, fossils	MJ	0.6	0.5	0.5	0.5	0.15	0.17	0.25
Resource use, minerals and metals	kg Sb eq	9.1E-06	7.7E-06	7.4E-06	7.3E-06	2.29E-06	2.57E-06	3.50E-06

Dalla Figura 14 si può osservare la rete di processi che conformano il sistema di batteria *repurposed* BEV, dove si mostra il contributo di ogni processo all’impatto complessivo di una ESU (non si mostrano i grafici per la LCEV e la PHEV perché sono praticamente identici). Per coincidenza, e analogamente ai risultati dell’analisi economica, il contributo principale per la maggior parte degli impatti deriva dalla nuova componentistica che si deve integrare alle ESU durante il repurposing, e nello specifico dal BMS. Per le batterie NMC nuove è invece il materiale principalmente utilizzato per la produzione del catodo quello che contribuisce di più a molte categorie d’impatto (vedasi Figura 15), e nello specifico l’estrazione di cobalto e i processi successivi di raffinazione e produzione di NiCoMn e di $\text{LiNi}_x\text{Co}_y\text{Mn}_z\text{O}_2$.

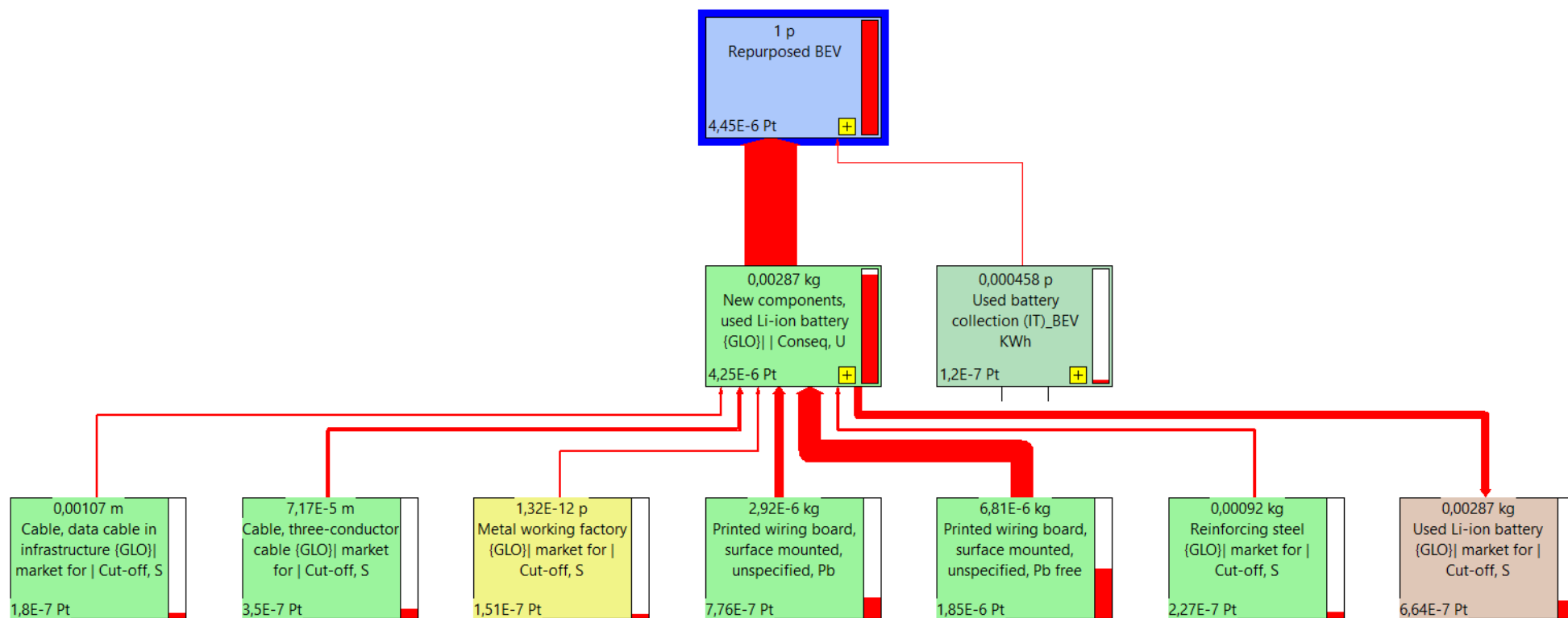


Figura 14. Albero di contribuzione degli impatti, dove si risale all’origine dei diversi impatti. Qui si presenta l’albero degli impatti aggregati (punteggio singolo, Pt) per 1 kWh della BEV repurposed.

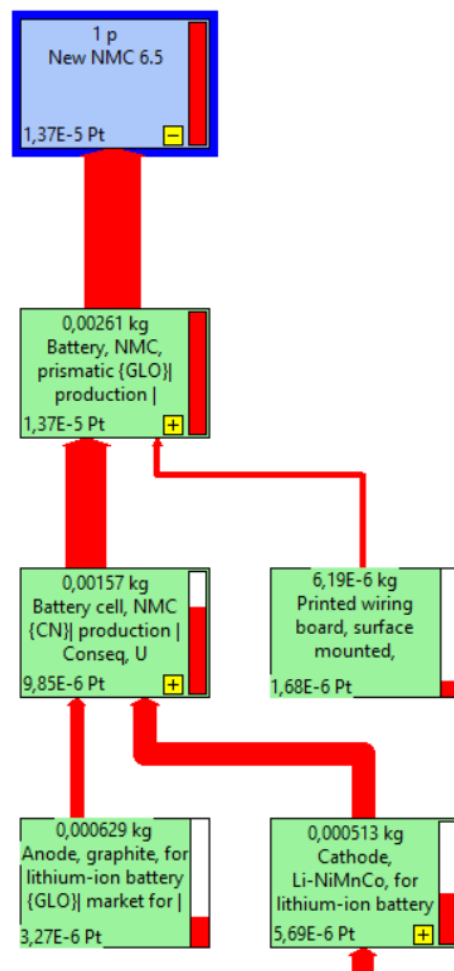


Figura 15. Albero di contribuzione degli impatti, dove si risale all'origine dei diversi impatti. Qui si presenta l'albero degli impatti aggregati (punteggio singolo) per la NMC nuova di 6.5 kWh.

4.2.1 Risultati aggregati (punteggio singolo)

Per potere identificare gli impatti principali dei sistemi analizzati, si presentano di seguito i risultati in maniera aggregata, dopo la loro normalizzazione e pesatura degli stessi. La normalizzazione si è fatta tramite i fattori pubblicati dal JRC per la metodologia EF v3.0 qui usata e rappresentano l'impatto medio annuale di un cittadino del mondo (anno 2014) (Sala et al., 2017). Ad esempio, per l'impatto sui cambiamenti climatici, il fattore di normalizzazione è di 8095 kg CO₂eq per capita, il quale fornisce un riferimento d'impatto globale per la categoria *Climate Change*. Dopodiché, si prosegue alla pesatura, basata anche sui fattori sviluppati dal JRC tramite studio specifico e consultazione telematica a diversi esperti. Nel loro sviluppo si è considerato la **severità** di ogni impatto (la capacità di danneggiare la salute umana e gli ecosistemi), la **reversibilità**, la **durazione** dell'impatto nel tempo (corto termine, lungo termine, ecc.), la **incidenza geografica** degli impatti (locale, regionale, globale), la **robustezza dei metodi e modelli** d'impatto utilizzati (da molto robusti – come l'*Global Warming Potential* per i cambiamenti climatici, a poco robusti – come USETox per gli impatti di tossicità o AWARE per gli impatti di scarsità idrica) (Sala et al., 2018)²⁹. Sono dunque fattori di pesatura basati piuttosto sui fatti e sul nostro livello di conoscenza scientifica, anziché sulle preferenze o valori personali o culturali. Questo non vuole dire che i fattori utilizzati non siano liberi di distorsioni culturali e preferenziali legate ai soggetti che li hanno sviluppati. In Tabella 27 si presentano per trasparenza i fattori utilizzati per arrivare al punteggio singolo (adimensionale).

Tabella 27. Fattori di pesatura della metodologia EF 3.0 utilizzati per aggregare i risultati d'impatto presentati in precedenza.

Impact categories	Weighting factors
Acidification	6.20
Climate change	21.06
Ecotoxicity, freshwater	1.92
Eutrophication, freshwater	2.80
Eutrophication, marine	2.96
Eutrophication, terrestrial	3.71
Human toxicity, cancer	2.13
Human toxicity, non-cancer	1.84
Ionising radiation, human health	5.01
Land use	7.94
Ozone depletion	6.31
Particulate matter	8.96
Photochemical ozone formation - human health	4.78
Resource use, fossils	8.32
Resource use, minerals and metals	7.55
Water use	8.51

²⁹ Scaricati il 3 Marzo 2021 da: <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developerEF.xhtml>

Grazie a questo passaggio, si riesce a filtrare i risultati presentati in Tabella 26 e nella Figura 13 secondo la loro importanza e rilevanza ambientale. Nel caso presente, si può osservare in Figura 16 sotto che la categoria d'impatto relativa al consumo di risorse (minerali e metalli), in turchese, è la più importante per tutti i sistemi analizzati, ovvero quella che contribuisce di più, in maniera complessiva, all'impatto finale delle batterie. Questo deriva appunto dall'utilizzo di minerali e metalli vari per la produzione delle batterie (es. per il materiale del catodo) e la elettronica necessaria per il loro controllo. Per le batterie nuove, la seconda categoria d'impatto più importante sarebbe l'ecotossicità dell'acqua dolce (grigio scuro), seguita da l'acidificazione (rosso), dai cambiamenti climatici (verde chiaro) e l'eutrofizzazione d'acqua dolce (viola). Per le batterie repurposed invece, gli impatti più rilevanti dopo il consumo di risorse minerali sarebbero l'ecotossicità dell'acqua dolce ed il Climate Change.

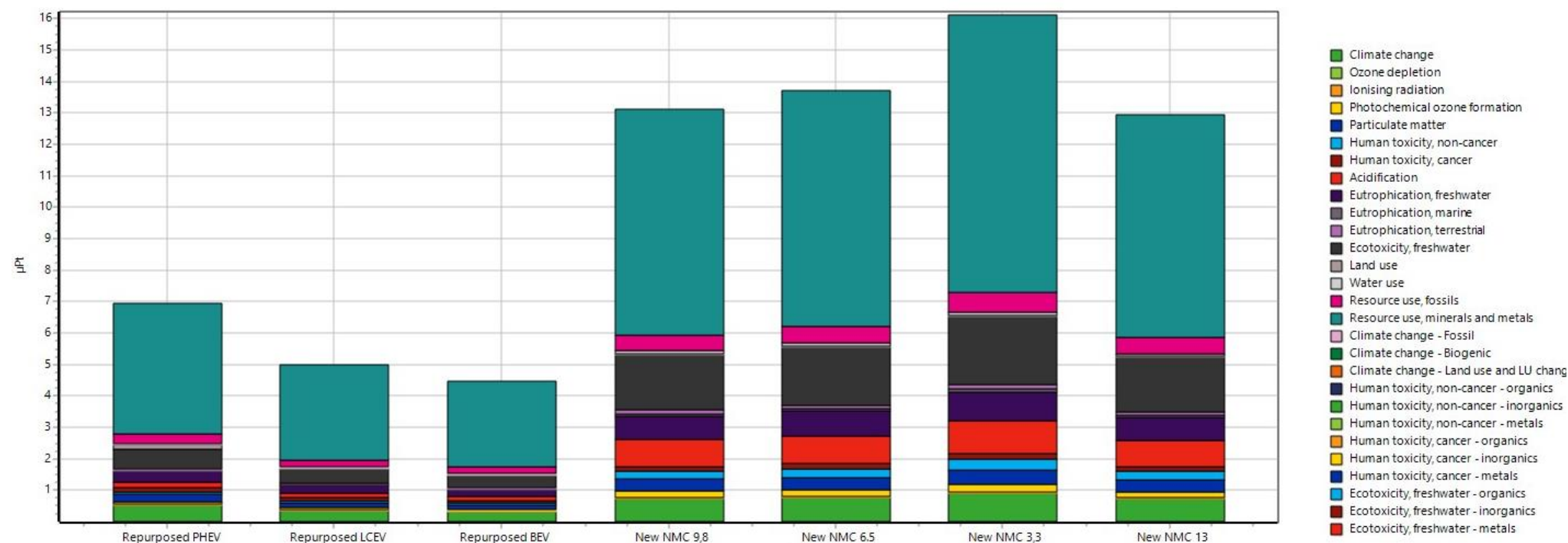


Figura 16. Risultati d'impatto ambientale aggregato per tutti i sistemi di accumulo analizzati (punteggio singolo, adimensionale).

4.4 Analisi di sensitività della LCA

Analogamente all'analisi eseguita in precedenza nella sezione 3.4 Analisi di sensitività della LCC, si può dire che l'inquadrimento dello studio copre già di per sé un buon intervallo di parametri chiave per i risultati, quali SOH, dimensione dei pacchi batteria e dimensione dei moduli.

4.4.1 Batterie nuove di chimica LFP come sistema di riferimento

Ci si focalizza qui su uno scenario alternativo per il sistema di riferimento, dove si va a modellare un sistema di accumulo con batterie nuove di chimica LFP anziché NMC. Le batterie LFP hanno una densità energetica minore rispetto alle NMC, più usati ad oggi per autotrazione, però hanno una longevità maggiore e quindi alcune case scelgono questa chimica per applicazioni stazionarie. Le specifiche tecniche usate in questo caso sono della casa Sonnen, e si utilizzano per la corretta descrizione del sistema e per completare il relativo inventario, adattato a partire dall'inventario costruito per le batterie NMC. Per semplificare, l'unica componente modificata è il materiale principale del catodo, prendendo LiFePO_4 invece di $\text{LiNi}_x\text{Co}_y\text{Mn}_z\text{O}_2$.

Sono stati presi anche i dati d'inventario riportati negli studi di LCA citati in precedenza (Ellingsen et al., 2014; Majeau-Bettez et al., 2011), per modellare la produzione del catodo LFP e la sua catena di approvvigionamento che finisce con la produzione di LiFePO_4 , non presente nel database Ecoinvent 3.6.

In Figura 17 sotto, si illustra graficamente il singolo risultato della categoria d'impatto *Climate Change* per i sistemi di accumulo analizzati (batterie nuove NMC e LFP, e batterie repurposed). Questa grafica rappresenta la prima riga in Tabella 28 ed il primo gruppo d'istogrammi in Figura 19 Tabella 26, dove si riportano i nuovi risultati dell'impronta ambientale delle batterie LFP vs. batterie repurposed (in forma numerica nella tabella, in forma grafica nella figura menzionata).

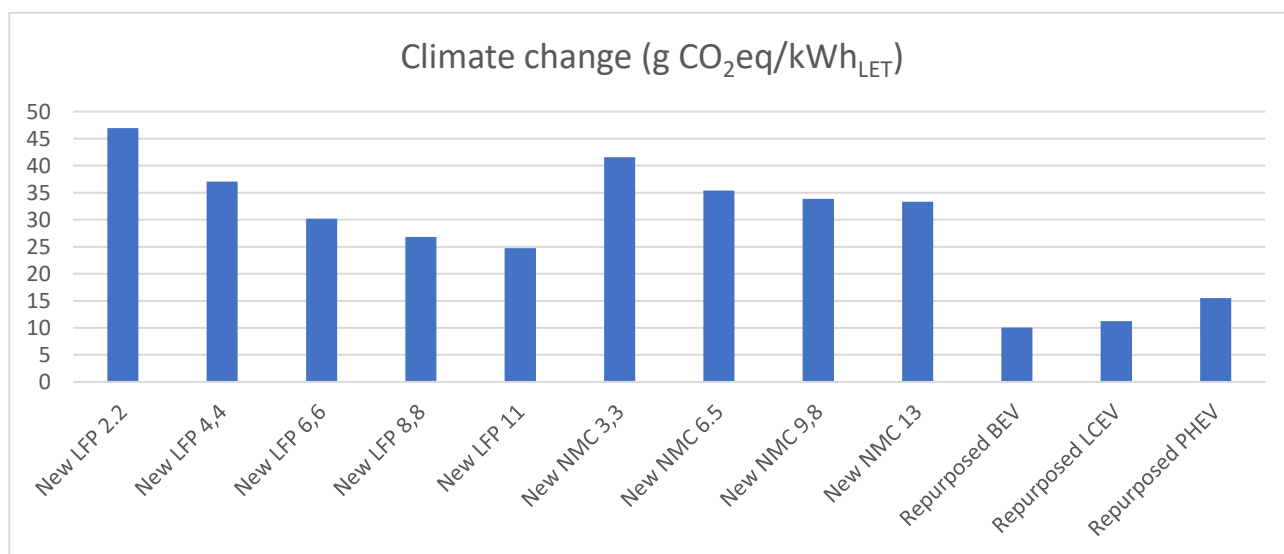


Figura 17. Risultati del calcolo dell'impatto climalterante dei sistemi di accumulo analizzati. Questa è una rappresentazione grafica della prima riga della Tabella 26 e della prima riga della Tabella 28, dove si riportano tutti i risultati numerici.

Si presentano anche i risultati sui cambiamenti climatici in Figura 18, riportati all'intera unità di accumulo o intera ESU invece della energia di accumulo fornita (1 kWh_{LET}) come nella grafica

precedente. In questa grafica si può apprezzare che, effettivamente, le ESU di maggior dimensioni hanno maggior impatti come sistemi *unitari*. Tuttavia, quando essi sono riportati all'unità funzionale dello studio (1 kWh di accumulo effettivo), la quale si è individuata come il servizio fondamentale che fornisce il sistema oggetto di studio (la suddetta LET), le ESU più grosse sono quelli più efficienti e performanti in termini d'impatto ambientale per UF (vedasi Figura 13 e Figura 16). I risultati principali in Tabella 26 sono riportati al kWh di accumulo, ma presentati così le batterie repurposed non hanno differenza di performance energetica-ambientale, per cui si vede solo un risultato per tutte le ESU (BEV, PHEV, LCEV) in Figura 17 sopra.

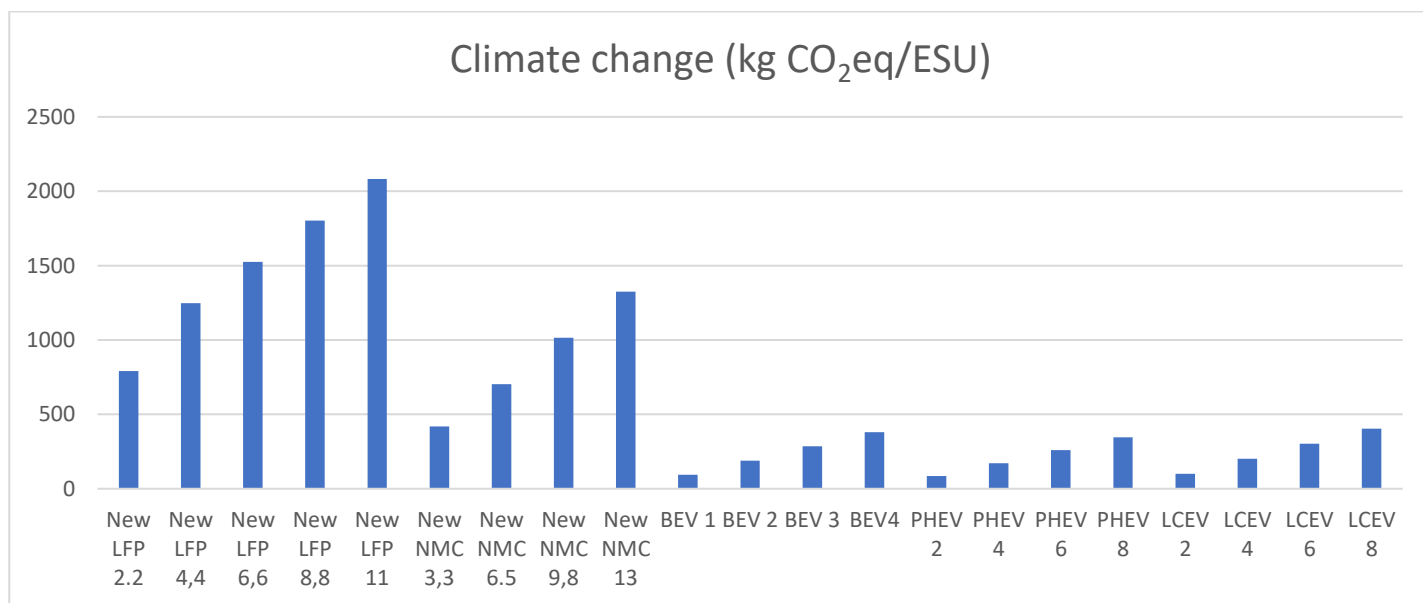


Figura 18. Risultati dei cambiamenti climatici per tutti i sistemi di accumulo analizzati, presentati come impatti complessivi del pacco batteria completo (nuove o repurposed ESU). Il numero riportato vicino agli acronimi delle batterie repurposed (BEV, PHEV, LCEV) si riferisce al numero di moduli usati nella configurazione della ESU per raggiungere una performance energetica, ovvero una LET, simile alle batterie nuove di riferimento (NMC).

In Figura 19 e in Tabella 28 si presentano infine i risultati relativi (riportati in percentuali, fissando al 100% il risultato della batteria più impattante per ogni categoria) dell'analisi di sensitività effettuato ed in base all'UF dello studio (1 kWh di accumulo). Per facilitare la comprensione del grafico si presentano solo i risultati delle batterie nuove LFP 6.6 (barre blu scure) e NMC 6.5 (barre gialle). Queste dimensioni di accumulo sono state scelte in base al consumo medio giornaliero residenziale in Italia, ovvero 5.9 kWh/giorno. Come si può osservare dalla grafica in Figura 19, gli impatti del nuovo sistema di riferimento variano a seconda della categoria di impatto considerata, ma rimangono sempre più alti dei sistemi *repurposed* oggetto di studio.

Dalla Figura 19 sotto si può osservare che la batteria LFP ha impatti più bassi della NMC per alcune categorie d'impatto (es. acidificazione e uso di risorse minerali), mentre vi sono impatti più alti per altre categorie (es. tossicità umana o eutrofizzazione marina), ma in generale rimangono più alti delle batterie repurposed. Per dirimere questi *trade-off* si applica la identica normalizzazione e pesatura eseguita in precedenza, per arrivare al punteggio singolo che permette di aggregare tutti gli impatti e confrontare così in maniera complessiva i diversi sistemi di accumulo analizzati.

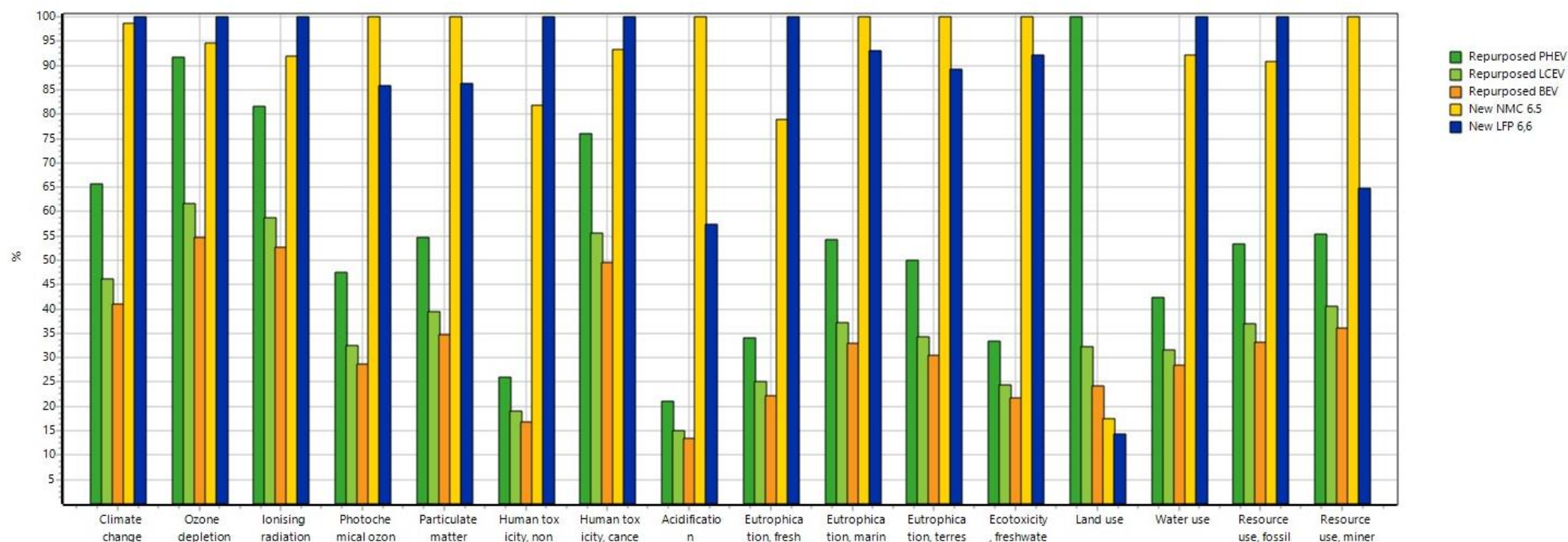


Figura 19. Grafica di risultati dell'analisi di sensitività. Si mostra qui il confronto dell'impronte ambientali (diverse categorie d'impatto) dei nuovi scenari per il sistema di riferimento (batterie LFP nuove). Le prime tre colonne (verde scuro, verde chiaro e arancione) rappresentano i risultati delle batterie repurposed (PHEV, LCEV e BEV, rispettivamente), le colonne gialle rappresentano il sistema di riferimento originale (batteria NMC nuova, di 6.5 kWh di capacità) e le colonne blu scure rappresentano gli impatti delle batterie LFP nuove (6.6 kWh di capacità).

Tabella 28. Risultati numerici degli scenari considerati per il sistema di riferimento alternativo con batterie LFP nell'analisi di sensitività eseguito. Ogni colonna rappresenta l'impronta ambientale di 1 kWh di accumulo per ogni batteria analizzata lungo il ciclo di vita proprio. Nelle righe si mostra la quantificazione di ogni impatto considerato, riportati nelle unità di misure della seconda colonna.

Impact category	Unit	New LFP 2.2	New LFP 4,4	New LFP 6,6	New LFP 8,8	New LFP 11	Repurposed BEV	Repurposed LCEV	Repurposed PHEV
Climate change	kg CO2 eq	4.7E-02	3.7E-02	3.0E-02	2.7E-02	2.5E-02	1.24E-02	1.39E-02	1.98E-02
Ozone depletion	kg CFC11 eq	4.0E-09	3.1E-09	2.5E-09	2.3E-09	2.1E-09	1.39E-09	1.57E-09	2.34E-09
Ionising radiation	kBq U-235 eq	3.6E-03	2.9E-03	2.3E-03	2.1E-03	1.9E-03	1.24E-03	1.38E-03	1.91E-03
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	2.4E-04	1.9E-04	1.5E-04	1.4E-04	1.3E-04	5.14E-05	5.81E-05	8.51E-05
Particulate matter	disease inc.	3.5E-09	2.8E-09	2.3E-09	2.0E-09	1.9E-09	9.14E-10	1.04E-09	1.43E-09
Human toxicity, non-cancer	CTUh	6.6E-09	5.2E-09	4.3E-09	3.8E-09	3.5E-09	7.22E-10	8.11E-10	1.12E-09
Human toxicity, cancer	CTUh	1.9E-10	1.5E-10	1.2E-10	1.1E-10	1.0E-10	6.09E-11	6.84E-11	9.37E-11
Acidification	mol H+ eq	7.2E-04	5.7E-04	4.6E-04	4.1E-04	3.8E-04	1.09E-04	1.22E-04	1.70E-04
Eutrophication, freshwater	kg P eq	8.7E-05	6.9E-05	5.6E-05	5.0E-05	4.6E-05	1.25E-05	1.41E-05	1.92E-05
Eutrophication, marine	kg N eq	7.1E-05	5.6E-05	4.6E-05	4.1E-05	3.7E-05	1.62E-05	1.84E-05	2.67E-05
Eutrophication, terrestrial	mol N eq	8.0E-04	6.3E-04	5.2E-04	4.6E-04	4.2E-04	1.76E-04	1.99E-04	2.88E-04
Ecotoxicity, freshwater	CTUe	5.9	4.6	3.8	3.4	3.1	0.90	1.01	1.38
Land use	Pt	0.3	0.2	0.2	0.2	0.1	0.30	0.40	1.23
Water use	m3 depriv.	2.4E-02	1.9E-02	1.6E-02	1.4E-02	1.3E-02	4.42E-03	4.90E-03	6.57E-03
Resource use, fossils	MJ	0.7	0.6	0.5	0.4	0.4	0.15	0.17	0.25
Resource use, minerals and metals	kg Sb eq	6.4E-06	5.0E-06	4.1E-06	3.6E-06	3.4E-06	2.29E-06	2.57E-06	3.50E-06

4.4.2 Risultati aggregati (punteggio singolo)

Dopo la pesatura e normalizzazione dei risultati presentati in precedenza, si arriva ai risultati aggregati mostrati in Figura 20. Come si può osservare qui, le nuove batterie di riferimento LFP sarebbero leggermente più performanti in questa applicazione stazionaria di quelle NMC, però rimarrebbero comunque come una alternativa peggiore (da un punto di vista ambientale) di quelle repurposed.

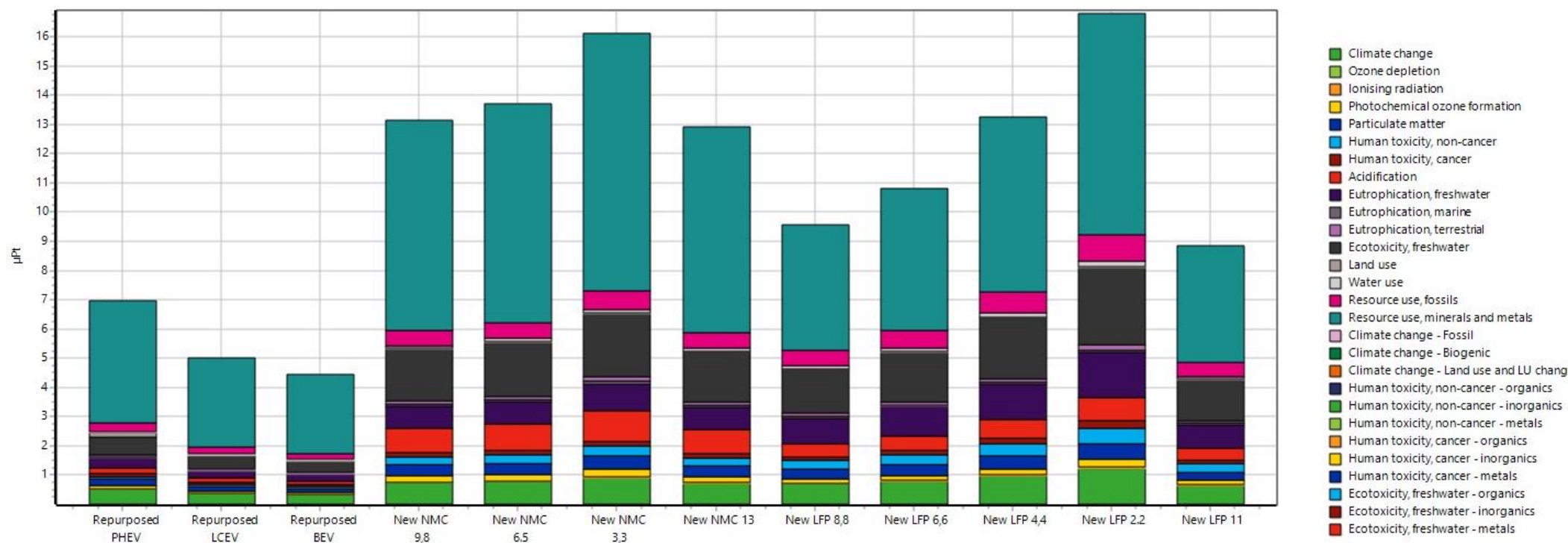


Figura 20. Risultati d'impatto ambientale aggregato per tutti i sistemi di accumulo analizzati (punteggio singolo, adimensionale)

4.4.3 Criterio di allocazione di Economia Circolare

Il criterio di allocazione per distribuire gli oneri ambientale dei prodotti al fine di vita è sempre una scelta metodologica degli studi LCA, la quale incide nei risultati e dunque sulle conclusioni. Non esistendo un criterio di allocazione “giusto” o universalmente valido, in questa relazione si è delineata la scelta e in questa sezione si mette alla prova la stessa, prendendo un altro criterio possibile di allocazione degli oneri ambientali per le batterie usate. Il criterio qui seguito è il *Polluter pays* (chiamato *cut-off* oppure il *100:0 approach*), il quale determina che il prodotto principale si fa carico di tutti gli oneri ambientali per la sua produzione di forma che, se questo viene riciclato il prodotto che ne utilizza i materiali recuperati sono liberi di oneri ambientali a monte, dovendo rendicontare soltanto le emissioni e consumi necessari nel processo di recupero o riciclaggio (repurposing nel caso presente). D'altra parte, le emissioni della fase di smaltimento sono assegnate al secondo prodotto, restando libero degli impatti a fine vita il prodotto primario principale.

Un altro criterio di allocazione è quello che prende una via di mezzo, come riportato nella metodologia della PEF dove si presenta la *Circular Footprint Formula* per bilanciare gli oneri ambientali fra prodotti primari e secondari, a seconda del rapporto di offerta-domanda e della qualità dei prodotti secondari – ossia, della loro capacità di sostituire i prodotti primari analoghi. In altre parole, questo approccio sarebbe più vicino alla visione tecno-economica seguita anche nell'analisi economica LCC precedente, dove si è computato un prezzo d'acquisto per le batterie usate che è proporzionale alla SOH, ovvero la qualità o capacità delle batterie repurposed di generare un servizio analogo alle batterie nuove. Seguendo questo approccio metodologico, si è distribuito il carico ambientale della produzione delle batterie nuove NMC fra la prima vita utile (utilizzo in autotrazione) e la second life (ESU per impianto FV) tramite il fattore A. Non avendo altro indice che possa misurare la possibile qualità delle batterie repurposed, si è preso la SOH di esse come approssimazione per A³⁰. Di conseguenza, gli impatti delle batterie repurposed vi sono considerate come di seguito, in maniera simile all'approccio seguito in (Bobbà, Mathieux, et al., 2018):

Equation 5: formula per distribuire i carichi ambientali della produzione delle batterie nuove (e le materie prime vergine a loro legate) fra batterie nuove e repurposed.

$$I_{repurposing_TOTAL} = I_{repurposing_processes} + (1-A)*I_{new} + A* I_{EoL}$$

Dove A è uguale alla SOH delle batterie in questa analisi di sensitività, mentre A = 1 per l'analisi eseguita in precedenza (risultati *cut-off*). Si presentano una selezione dei risultati per l'analisi di sensitività con criterio di allocazione di “Economia Circolare”. Come era prevedibile, e come si vede in Figura 21 e in Tabella 29, i risultati ambientali aumentano con questo criterio di allocazione. Ad ogni modo, l'impronta ambientale delle batterie repurposed rimane più bassa di quella delle batterie nuove NMC 6.5. Nel caso della ESU con batterie PHEV, questa rimarrebbe simile all'impronta ambientale della batteria nuova LFP 6.6, e quindi peggiore delle ESU con batterie nuove >6.6 kWh di accumulo.

³⁰ Nella PEF si consiglia una A di 0,5 per le situazioni sconosciute o laddove la situazione di mercato sia equilibrata.

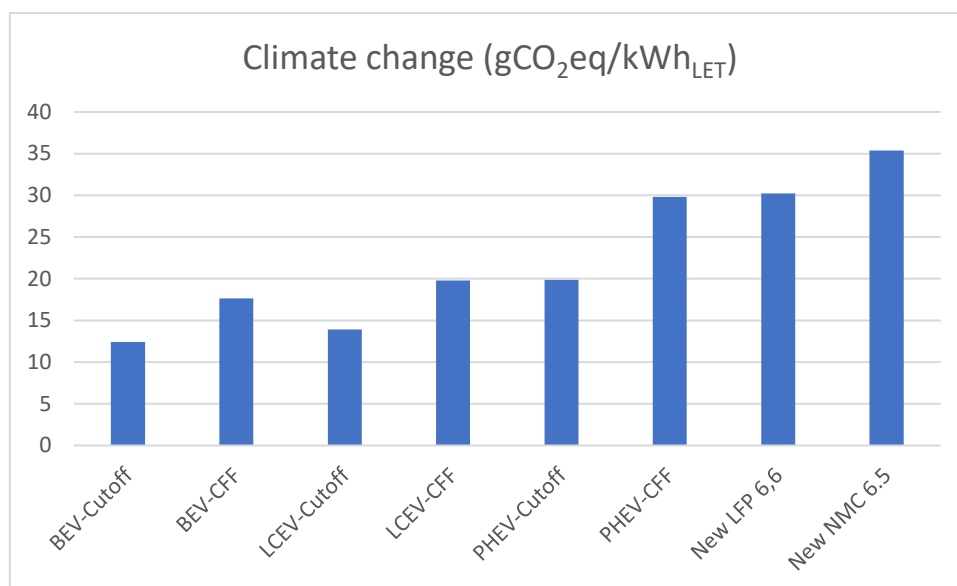


Figura 21. Risultati dei cambiamenti climatici per i sistemi di accumulo principali analizzati.

Infine si presentano in Figura 22 i risultati aggregati (punteggio singolo) come prima, dove si può osservare che anche in questo caso, le batterie repurposed rimangono, in maniera complessiva, meno impattanti di quelle nuove. A eccezione della PHEV, che avendo una SOH più bassa, viene penalizzata sotto questo approccio e perciò rimarrebbe più impattante delle configurazioni più grandi di batterie nuove LFP.

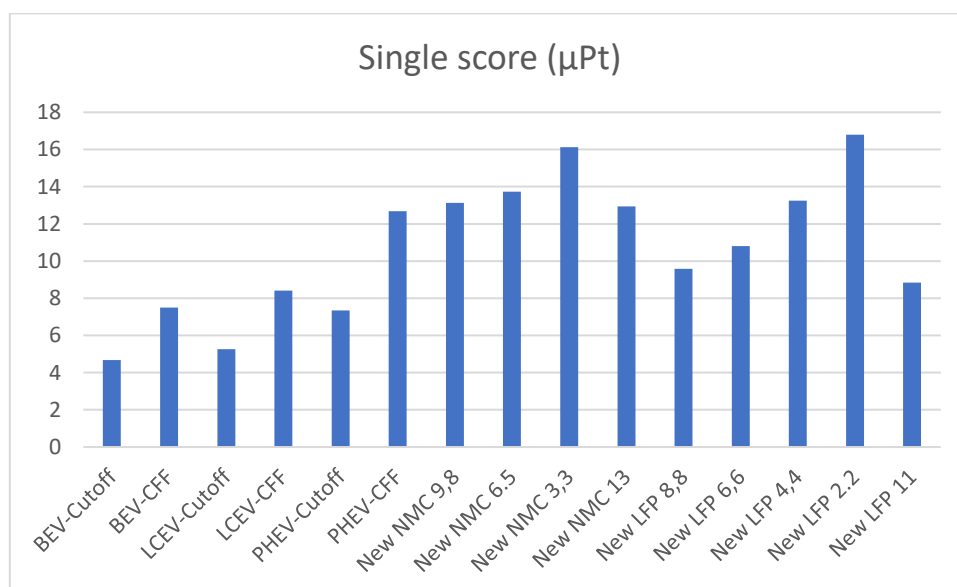


Figura 22. Risultati aggregati per tutte le batterie e scenari analizzati (punteggio singolo, adimensionale).

Tabella 29. Risultati numerici degli scenari considerati per il criterio di allocazione alternativo di circolarità usato nell'analisi di sensitività. Risultati per kWh di energia di accumulo (LET)

Impact category	Unit	BEV-Cutoff	BEV-CFF	LCEV-Cutoff	LCEV-CFF	PHEV-Cutoff	PHEV-CFF	New LFP 6,6	New NMC 6.5
Climate change	kg CO2 eq	1.24E-02	1.76E-02	1.39E-02	1.98E-02	1.98E-02	2.98E-02	3.02E-02	3.54E-02
Ozone depletion	kg CFC11 eq	1.39E-09	1.68E-09	1.57E-09	1.89E-09	2.34E-09	2.88E-09	2.55E-09	2.82E-09
Ionising radiation	kBq U-235 eq	1.24E-03	1.49E-03	1.38E-03	1.67E-03	1.91E-03	2.40E-03	2.35E-03	2.50E-03
Photochemical ozone formation	kg NMVOC eq	5.14E-05	9.10E-05	5.81E-05	1.03E-04	8.51E-05	1.60E-04	1.54E-04	2.19E-04
Particulate matter	disease inc.	9.14E-10	1.40E-09	1.04E-09	1.58E-09	1.43E-09	2.35E-09	2.26E-09	3.15E-09
Human toxicity, non-cancer	CTUh	5.55E-09	1.17E-08	6.23E-09	1.31E-08	8.55E-09	2.02E-08	4.27E-09	4.38E-09
Human toxicity, cancer	CTUh	5.72E-10	8.07E-10	6.42E-10	9.06E-10	8.84E-10	1.33E-09	1.23E-10	1.29E-10
Acidification	mol H+ eq	1.09E-04	3.22E-04	1.22E-04	3.61E-04	1.70E-04	5.76E-04	4.62E-04	1.04E-03
Eutrophication, freshwater	kg P eq	1.25E-05	2.24E-05	1.41E-05	2.51E-05	1.92E-05	3.80E-05	5.63E-05	5.49E-05
Eutrophication, marine	kg N eq	1.62E-05	2.63E-05	1.84E-05	2.96E-05	2.67E-05	4.58E-05	4.58E-05	6.01E-05
Eutrophication, terrestrial	mol N eq	1.76E-04	3.01E-04	1.99E-04	3.39E-04	2.88E-04	5.26E-04	5.15E-04	7.12E-04
Ecotoxicity, freshwater	CTUe	0.03	0.05	0.03	0.05	0.04	0.08	3.79	5.17
Land use	Pt	0.62	0.70	0.84	0.93	2.67	2.82	0.18	0.26
Water use	m3 depriv.	4.42E-03	7.31E-03	4.90E-03	8.13E-03	6.57E-03	1.21E-02	1.55E-02	1.75E-02
Resource use, fossils	MJ	0.15	0.24	0.17	0.26	0.25	0.40	0.46	0.51
Resource use, minerals and metals	kg Sb eq	2.29E-06	3.54E-06	2.57E-06	3.97E-06	3.50E-06	5.88E-06	4.10E-06	7.74E-06

5 Conclusioni

I costi unitari per le ESU analizzate sono stati stimati negli intervalli dai 78 ai 123 €/kWh_{nominal}, dai 96 ai 181 €/kWh_{nominal}, e dai 124 ai 216 €/kWh_{nominal}, per le BEV, le LCEV e le PHEV rispettivamente. Di questi, i costi legati al processo vero di repurposing (senza la componentistica nuova delle ESU e senza i costi d'acquisto delle batterie usate) sono stati stimati in 50, 59 e 94 €/kWh_{nominal}, per le BEV, le LCEV e le PHEV, rispettivamente. In generale, i costi qui riportati si possono considerare in linea con altri studi di letteratura, che coprono un intervallo dai 32 ai 114 \$/kWh (Cready et al., 2003; Narula et al., 2011; J. S. Neubauer et al., 2012; J. Neubauer et al., 2015). Nonostante, in questi studi non erano stati considerati i costi relativi alla componentistica ESU e all'assemblaggio e, a eccezione dell'ultimo studio di Neubauer et al. (2015), gli studi avevano omesso anche i costi d'acquisto delle batterie usate. Dai risultati finali dell'analisi economica eseguita si è osservato che i costi di *repurposing* sono dominati dai costi legati ai nuovi componenti (BMS, cavi, packaging batteria, ecc.) necessari per costruire le ESU analizzate (un 32% del costo totale annuale per l'anno 2026). A questi costi seguono in importanza i costi di raccolta e trasporto (19% del totale) e i costi di manodopera (un 18% del totale). La metà dei costi di personale (*labour*) sono dovuti agli stipendi dei tecnici necessari per il *testing*, il disassemblaggio (manuale) e l'assemblaggio (manuale) dei moduli e i componenti che formano le ESU *repurposed*. L'impianto avrebbe un costo totale iniziale per l'anno 2026 di circa 16 M€ (con quota di ammortamento a 5 anni per i costi di capitale) oppure di circa 19 M€ (considerando il costo d'investimento del capitale complessivo), dimensionato in accordo con il volume di batterie attese nel 2026 (75% del volume totale atteso per il mercato italiano). In soli cinque anni il volume di batterie aumenta di 10 volte, e di conseguenza anche i costi, i ricavi e la dimensione dell'impianto al 2030.

Il potenziale di incasso addizionale che andrebbe a ridurre il costo iniziale delle batterie (e pertanto anche delle vetture elettriche) è rappresentato dal prezzo delle batterie usate, acquistate dall'impianto di *Repurposing*. Questo prezzo dà in primis una buona indicazione, sebbene approssimata, del margine di riduzione ulteriore del costo totale delle future auto elettriche dal momento in cui, posto in essere un impianto del genere, le batterie usate avranno di fatto un valore aggiunto, che deriverebbe dalla vendita dei "nuovi" prodotti (le ESU) che andranno sul mercato. Il prezzo di acquisto delle batterie usate è stato computato in questo studio seguendo l'approccio di Neubauer et al. (2015), dove i costi sono calcolati in base ai processi (es. raccolta, testing) e ai componenti (es. consumo elettrico per il testing, manodopera, investimento capitale) necessari per il *repurposing* di batterie usate, e i ricavi sono stimati in base al prezzo di vendita delle ESU. Il prezzo di vendita delle ESU è stato stimato a sua volta prendendo le proiezioni dei costi futuri per i pacchi batterie di VE (che scendono fino ai 145 \$/kWh per il 2030) e tenendo conto dello stato di salute (SOH) delle batterie usate (0.72 per le BEV e le LCEV, 0.65 per le PHEV). Definendo i parametri finanziari dell'investimento iniziale e tenendo conto del flusso di cassa netto (cash flow), è possibile raggiungere una stima dei prezzi massimi d'acquisto delle batterie usate prendendo un NPV (Net Present Value) di progetto nullo (limite dunque). Così, si è stimato un prezzo d'acquisto di 12, di 9 e di 0 €/kWh_{nominal}, per le BEV, le LCEV e le PHEV, rispettivamente. Questi implicano un prezzo totale d'acquisto di 624, di 666 e di 0 €, per le BEV (un pacco), le LCEV (due pacchi) e le PHEV (un pacco), rispettivamente, che sarebbe da corrispondere alle case automobilistiche o al proprietario eventuale delle batterie di VE. Un prezzo d'acquisto nullo, ovvero il caso delle PHEV, significa che le batterie di quella

tipologia non sono redditizie e quindi il loro business non risulta praticabile alle condizioni e premesse considerate.

In base al *business model*, le case automobilistiche potrebbero mantenere i diritti di proprietà delle batterie, introducendo una sorta di "leasing" della batteria, e incassando eventualmente il prezzo d'acquisto della stessa. In alternativa, i privati che acquisiscono le macchine potrebbero ricevere direttamente questi soldi. Il prezzo della batteria usata sarebbe in ogni caso basato sullo stato di salute *reale* della batteria consegnata, quindi quanto maggiore è lo SOH, tanto maggiore il prezzo; analogamente, ci sarà una soglia dello SOH sotto la quale non vale la pena attuare il *repurposing* (es. caso delle PHEV in questo studio) e dunque quelle batterie non potranno essere compensate economicamente. Dal 1° gennaio del 2027, secondo la nuova normativa Europea sulle batterie, le case auto dovranno incorporare nella BMS un registro dei parametri chiavi per poter calcolare lo stato di salute delle batterie. Dal 2027 dunque, si potrà risparmiare una gran parte dei costi della fase di testing e, addirittura, si potrà conoscere subito il prezzo di compensazione (*salvage value*) da corrispondere ai precedenti proprietari. Un sistema di questo tipo, insieme alla compensazione economica per le batterie usate, potenzierebbe un meccanismo virtuoso secondo il quale i proprietari delle batterie (case auto o privati) avrebbero un forte incentivo a prendersi cura delle stesse.

I costi stimati delle ESU sono stati confrontati poi con i sistemi di accumulo di riferimento, costruiti con batterie NMC nuove. Si mostravano in Tabella 12 tutte le caratteristiche e specifiche tecniche di tutte le batterie (*repurposed* e nuove) a confronto. Si è visto che - pur costringendo la DOD delle ESU al 50% per allungare la vita utile rimanente - è impossibile raggiungere una parità di performance energetica rispetto alle batterie nuove - o si equipara il LET dei due sistemi, o si equipara l'energia utilizzabile (vedasi Tabella 12 e Tabella 24). Confrontando i costi delle ESU, il loro prezzo potenziale di vendita e i prezzi di mercato, si osserva in Tabella 21 e Tabella 23 che le diverse ESU-BEV e ESU-LCEV, sono competitive - anzi, a maggior capacità di accumulo nominale, risulterebbero più competitive (e redditizie).

Infine, in Tabella 24 si confrontano direttamente due ESU-BEV (di 2 e 3 moduli) con un'analogia NMC di mercato (di 6.5 kWh). Si osserva che anche considerando un abbassamento significativo del prezzo di mercato attuale (dai €3,400 attuali ai €1,430 considerati per il 2026, pacco LG 6.5 kWh), le due ESU risulterebbero comunque competitive a parità di performance energetica (ossia LET), ad eccezione però della durata della vita utile, che per il caso delle batterie nuove si prevede sia notevolmente più lunga della seconda vita utile (a 50% DOD) delle ESU *repurposed*. Confrontando i prezzi delle ESU con la *xStorage Home* (un sistema di accumulo con batterie *repurposed*, menzionato nell'analisi di mercato del capitolo introduttivo), anche questi sarebbero allineati o competitivi: prezzi di vendita di €1,500 (per una capacità di 3.5 kWh) e di €1,900 (per 6 kWh), vs. costi delle ESU-BEV di €534 (per una capacità nominale di 4.3 kWh) e di €833 (per 8.7 kWh).

Dalle numerose analisi eseguite e dai risultati ottenuti, si conclude nella sezione dell'analisi di sensitività (3.4), che i parametri più critici (e le loro soglie) per la redditività economica di un Business di *Repurposing* sono:

- i) Lo stato di salute delle batterie usate (SOH > 0.7);
- ii) Le dimensioni dei pacchi batterie e dei loro moduli (indicativamente: capacità pacco > 30 kWh; capacità moduli > 2.3 kWh);
- iii) I costi legati alla componentistica nuova per le ESU;

- iv) I prezzi futuri delle analoghe batterie nuove a cui si farà concorrenza (break-even o prezzi di vendita minimi stimati di 123, 132 e 198 €/kWh per le BEV, le LCEV e le PHEV, rispettivamente);

Dall'analisi ambientale eseguita tramite modellizzazione LCA, si ricava, come atteso, che tutti gli scenari di batterie repurposed (BEV, LCEV e PHEV) dimostrano profili ambientali significativamente migliori rispetto ai loro sistemi di riferimento di batterie NMC e LFP nuove. Le impronte ambientali calcolate tramite metodologia *Environmental Footprint* (EF) v3 Europea, comportano riduzioni di impatto in tutte le categorie analizzate che vanno dal 50% al 90%, il che dà un ordine di grandezza dei molteplici benefici ambientali che un Business del genere potrebbe generare. Infine, gli *hot-spot* ambientali sono concentrati nella componentistica (le BMS nello specifico) da integrare coi moduli per fare le ESU, nel caso delle batterie *repurposed*, mentre per le batterie NMC nuove gli *hot-spot* si trovano nei materiali del catodo (estrazione di cobalto e produzione delle relative leghe, quali NiCoMn).

L'analisi di sensitività ha coperto due scelte metodologiche importanti, quali sistema di riferimento (batterie di chimica LFP analizzate invece di batterie nuove NMC) e criterio di allocazione (criterio di circolarità implementato al posto del criterio "chi inquina paga"). La impostazione dello studio ha coperto diverse tipologie di batterie, con dimensioni di moduli e pacchi diverse, parametri che si hanno dimostrato chiavi nella performance sia ambientale che economica. Lo studio ha coperto anche un altro parametro critico nell'analisi LCC e LCA: lo stato di salute delle batterie (SOH). Le indagini fatte ed i risultati riportati nelle diverse Figure e Tabelle hanno dimostrato che i sistemi di accumulo con batterie repurposed comporterebbero benefici ambientali molteplici e per alcuni casi (BEV repurposed vs. NMC nuove) sarebbero anche molto significativi. I risultati aggregati tramite normalizzazione e pesatura della metodologia PEF hanno confermato la superiorità dei sistemi di accumulo ESU repurposed rispetto ai sistemi analoghi con batterie nuove NMC e LFP. I risultati con punteggio singolo hanno mostrato anche che la contribuzione principale all'impatto ambientale complessivo di tutti i sistemi analizzati (repurposed e nuovi) deriva dal consumo di risorse minerali (cobalto, nel caso delle NMC; materiali dell'anodo per le LFP; oro e altri minerali pregiati usati nella BMS per le batterie repurposed). In base all'analisi di sensitività fatta e la ampia copertura dei parametri critici nello studio (quali SOH e dimensioni dei moduli), si può affermare infine che il repurposing delle batterie di VE è ambientalmente più sostenibile che acquisire batterie nuove per applicazione stazionarie, es. per impianti fotovoltaici domestici come considerati qui.

5.1 Limitazioni e criticità

Determinare correttamente il fattore di salute delle batterie tramite testing è fondamentale. In questo senso, un sistema di registrazione dei parametri chiave nella BMS delle batterie di VE per caratterizzarli alla fine della prima vita utile sarebbe estremamente importante. Un monitoraggio sistematico e accurato dei parametri chiave che determinano il degrado delle batterie (resistenza interna, cicli eseguiti, DOD di ogni ciclo, SOC, temperatura di lavoro e condizioni climatiche, ecc.) durante la prima vita utile nei VE permetterebbe di stimare con più certezza lo stato di salute complessivo SOH, e nello specifico la LET, i cicli di carica-scarica rimanenti e la vita utile residua.

Oltre a questo, una standardizzazione o definizione scientifica concordata dello SOH e dei parametri che lo definiscono sarebbe necessaria. In questo studio si è seguita la formulazione di

Neubauer et al. (2015), che definisce lo SOH come il rapporto fra i LET, *lifetime energy throughput* (ovvero l'energia di accumulo complessiva lungo la vita utile di una batteria), di batterie usate e nuove ($SOH = LET_{Used}/LET_{New}$).

Inoltre, si possono prevedere anche dei problemi di comunicazione della BMS con i moduli di fabbricanti diversi. Sarebbe necessario allora richiedere ai fabbricanti delle batterie che forniscano un protocollo di comunicazione per riuscire a gestire i moduli ed il nuovo pacco batteria.

La DOD di progetto imposta alle batterie repurposed (fissata in 50%), da una parte permette di allungare la seconda vita utile in maniera sostanziale, ma dall'altra limita l'energia massima utilizzabile, il che richiederebbe una maggior dimensione dell'accumulatore (una maggior capacità di accumulo nominale). Il problema principale di un pacco di dimensioni considerevoli non è tanto il prezzo maggiore (i costi unitari decrescono con il numero di moduli e la capacità della ESU), ma piuttosto il peso e il volume della ESU che dovrebbero essere installate in un domicilio.

Sono state evinte altre due criticità importanti, una legata alle incertezze sui componenti nuovi per le ESU (tipo di componenti, numero, materiali, costi), che risultano costituire i costi più importanti (32% del totale) e hot-spot in molte categorie di impatto ambientale. La seconda è legata alla incertezza sui prezzi futuri delle batterie nuove per autotrazione (le fonti consultate stimano costi molto diversi fra loro) e dei sistemi di accumulo residenziale, che determinano la competitività delle ESU oggetto di studio.

Referenze bibliografiche

- Ahmadi, L., Fowler, M., Young, S. B., Fraser, R. A., Gaffney, B., & Walker, S. B. (2014). Energy efficiency of Li-ion battery packs re-used in stationary power applications. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 8, 9–17. <https://doi.org/10.1016/j.seta.2014.06.006>
- Ahmadi, L., Young, S. B., Fowler, M., Fraser, R. A., & Achachlouei, M. A. (2017). A cascaded life cycle: reuse of electric vehicle lithium-ion battery packs in energy storage systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(1), 111–124. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0959-7>
- Alfaro-Algaba, M., & Ramirez, F. J. (2020). Techno-economic and environmental disassembly planning of lithium-ion electric vehicle battery packs for remanufacturing. *Resources, Conservation and Recycling*, 154(May 2019), 104461. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104461>
- Besagni, G., Vilà, L. P., & Borgarello, M. (2020). Italian household load profiles: A monitoring campaign. *Buildings*, 10(12), 1–20. <https://doi.org/10.3390/buildings10120217>
- Bobba, S., Mathieux, F., Ardente, F., Blengini, G. A., Cusenza, M. A., Podias, A., & Pfrang, A. (2018). Life Cycle Assessment of repurposed electric vehicle batteries: an adapted method based on modelling energy flows. *Journal of Energy Storage*, 19(June), 213–225. <https://doi.org/10.1016/j.est.2018.07.008>
- Bobba, S., Podias, A., Di Persio, F., Messagie, M., Tecchio, P., Cusenza, M. A., Eynard, U., Mathieux, F., & Pfrang, A. (2018). *Sustainability Assessment of Second Life Application of Automotive Batteries (SASLAB)*. <https://doi.org/10.2760/53624>
- Bos, U., Horn, R., Beck, T., Lindner, J. P., & Fischer, M. (2016). *LANCA - Characterization Factors for Life Cycle Impact Assessment - v2.0*, Fraunhofer-Institut für Bauphysik IBP. 166.
- Canals Casals, L., & Amante García, B. (2016). Assessing electric vehicles battery second life remanufacture and management. *Journal of Green Engineering*, 6(1), 77–98. <https://doi.org/10.13052/jge1904-4720.614>
- Casals, L. C., García, B. A., Aguesse, F., & Iturrondobeitia, A. (2017). Second life of electric vehicle batteries: relation between materials degradation and environmental impact. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22(1), 82–93. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-0918-3>
- Cicconi, P., Postacchini, L., Pallotta, E., Monteriù, A., Prist, M., Bevilacqua, M., & Germani, M. (2019). A life cycle costing of compacted lithium titanium oxide batteries for industrial applications. *Journal of Power Sources*, 436(April), 226837. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2019.226837>
- Cready, E., Lippert, J., Pihl, J., Weinstock, I., Symons, P., & Jungst, R. G. (2003). Final Report: Technical and Economic Feasibility of Applying Used EV Batteries in Stationary Applications: A Study for the DOE Energy Storage Systems Program. *Online*, March.
- Dreicer, M.; Tort, V.; Manen, P. (1995). Vol. 5: Nuclear. In *ExternE Externalities of Energy* (Vol. 5, pp. 1–337).
- Ellingsen, L. A. W., Majeau-Bettez, G., Singh, B., Srivastava, A. K., Valøen, L. O., & Strømman, A. H. (2014). Life Cycle Assessment of a Lithium-Ion Battery Vehicle Pack. *Journal of Industrial Ecology*, 18(1), 113–124. <https://doi.org/10.1111/jiec.12072>

- Roadmap to a Resource Efficient Europe, Official Journal of the European Union 25 (2011). [https://doi.org/COM\(2011\) 571 final](https://doi.org/COM(2011) 571 final)
- European Commission. (2019). The European Green Deal. *COM(2019) 640 Final, 1*, 1–24. <https://doi.org/10.2307/j.ctvd1c6zh.7>
- A new Circular Economy Action Plan for a cleaner and more competitive Europe*, 20 (2020) (testimony of European Commission).
- European Union. (2018). Regulation (EU) 2018/842 on binding annual GHG emission reductions by MS from 2021 to 2030 contributing to climate action to meet commitments under the Paris Agreement and amending Reg. (EU) No 525/2013. *Official Journal of the European Union L 156*, 2018(406), 26–42. <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2018/842/oj>
- Frischknecht, R., Braunschweig, A., Hofstetter, P., & Suter, P. (2000). Human health damages due to ionising radiation in life cycle impact assessment. *Environmental Impact Assessment Review*, 20(2), 159–189. [https://doi.org/10.1016/S0195-9255\(99\)00042-6](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(99)00042-6)
- Guinee, J. B. (2002). Handbook on life cycle assessment operational guide to the ISO standards. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 7(5), 311. <https://doi.org/10.1007/BF02978897>
- International Panel on Climate Change. (2015). *Climate Change 2014 Synthesis Report*. 169.
- Kelleher Environmental. (2019). *Research Study on Reuse and Recycling of Batteries Employed in Electric Vehicles. The Technical, Environmental, Economic, Energy and Cost Implications of Reusing and Recycling EV Batteries*.
- Lacey, G., Putrus, G., & Salim, A. (2013). *The use of second life electric vehicle batteries for grid support BT - IEEE EuroCon 2013, July 1, 2013 - July 4, 2013*. 1255–1261. <http://dx.doi.org/10.1109/EUROCON.2013.6625141>
- Majeau-Bettez, G., Hawkins, T. R., & Strømman, A. H. (2011). Life Cycle Environmental Assessment of Lithium-Ion and Nickel Metal Hydride Batteries for Plug-In Hybrid and Battery Electric Vehicles. *Environmental Science & Technology*, 45(12), 5454–5454. <https://doi.org/10.1021/es2015082>
- Narula, C. K., Martinez, R., Onar, O., Starke, M. R., Andrews, G., & ORNL. (2011). Final Report: Economic analysis of deploying used batteries in power systems. In *Sustainability electricity program-Energy storage* (Issue ORNL/Tm-2011/151).
- Nelson, P. A. P. a., Gallagher, K. G. K. G., Bloom, I. D., & Dees, D. W. D. W. (2011). Modeling the Performance and Cost of Lithium-Ion Batteries for Electric-Drive Vehicles. In *Argonne National Laboratory* (Issue Chemical Sciences and Engineering Division, Second Edition). http://www.cse.anl.gov/batpac/files/BatPaC ANL-12_55.pdf%0Ahttp://www.osti.gov/servlets/purl/1209682/
- Neubauer, J. S., Pesaran, A., Williams, B., Ferry, M., & Eyer, J. (2012). A techno-economic analysis of PEV battery second use: Repurposed-battery selling price and commercial and industrial end-user value. *SAE Technical Papers*. <https://doi.org/10.4271/2012-01-0349>
- Neubauer, J, Smith, K., Wood, E., & Pesaran, A. (2015). Identifying and Overcoming Critical Barriers to Widespread Second Use of PEV Batteries. *National Renewable Energy Laboratory (NREL), February*, 23–62. www.nrel.gov/publications.
- Neubauer, Jeremy, & Pesaran, A. (2011). The ability of battery second use strategies to impact plug-in electric vehicle prices and serve utility energy storage applications. *Journal of Power Sources*, 196(23), 10351–10358. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2011.06.053>

- Nykqvist, B., & Nilsson, M. (2015). Rapidly falling costs of battery packs for electric vehicles. *Nature Climate Change*, 5(4), 329–332. <https://doi.org/10.1038/nclimate2564>
- Posch, M., Seppälä, J., Hettelingh, J.-P., Johansson, M., Margni, M., & Jolliet, O. (2008). The role of atmospheric dispersion models and ecosystem sensitivity in the determination of characterisation factors for acidifying and eutrophying emissions in LCIA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(6), 477. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0025-9>
- Rallo, H., Benveniste, G., Gestoso, I., & Amante, B. (2020). Economic analysis of the disassembling activities to the reuse of electric vehicles Li-ion batteries. *Resources, Conservation and Recycling*, 159(April), 104785. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104785>
- Rosenbaum, R. K., Bachmann, T. M., Gold, L. S., Huijbregts, M. A. J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H. F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T. E., Payet, J., Schuhmacher, M., Van De Meent, D., & Hauschild, M. Z. (2008). USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(7), 532–546. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>
- Saez-De-Ibarra, A., Martinez-Laserna, E., Koch-Ciobotaru, C., Rodriguez, P., Stroe, D. I., & Swierczynski, M. (2015). Second life battery energy storage system for residential demand response service. *Proceedings of the IEEE International Conference on Industrial Technology, 2015-June*(June), 2941–2948. <https://doi.org/10.1109/ICIT.2015.7125532>
- Sala, S., Cerutti, A. K., & Pant, R. (2018). Development of a weighting approach for the Environmental Footprint. In *Publications Office of the European Union*. <https://doi.org/10.2760/446145>
- Sala, S., Crenna, E., Secchi, M., & Pant, R. (2017). *Global normalisation factors for the environmental footprint and Life Cycle Assessment*. 1–16. <https://doi.org/10.2760/88930>
- Seppälä, J., & Posch, M. (2006). Country-dependent characterisation factors for acidification and terrestrial eutrophication based on accumulated exceedance as an impact category indicator (14 pp). *The International Journal ...*, 11(6), 403–416. <http://link.springer.com/article/10.1065/lca2005.06.215>
- Steen, M., Lebadewa, N., Di Persio, F., & Boon-Brett, L. (2017). EU Competitiveness in Advanced Li-ion Batteries for E-Mobility and Stationary Storage Applications – Opportunities and Actions. *Publications Office of the European Union*, 44.
- Struijs, J., Beusen, A., van Jaarsveld, H., & Huijbregts, M. A. J. (2009). ReCiPe 2008. In *ReCiPe 2008 A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Report I: Characterisation* (pp. 59–67).
- UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. (2016). *Global Guidance For Life Cycle Impact Assessment Indicators. Volume 1*. <https://doi.org/978-92-807-3630-4>
- UNFCCC. (2015). *Adoption of the Paris Agreement* (Vol. 21932, Issue December). United Nations Framework Convention on Climate Change. <http://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/eng/l09r01.pdf>
- van Oers, L., de Koning, A., Guinée, J. B., & Huppes, G. (2002). *Abiotic resource depletion in LCA - As an illustrative the extraction rates of 14 minerals were compared to their stocks in the natural environment (thus excluding stocks in the economy). Mineral stocks were*

here defined in three different ways: June, 75.

- van Zelm, R., Huijbregts, M. A. J., den Hollander, H. A., van Jaarsveld, H. A., Sauter, F. J., Struijs, J., van Wijnen, H. J., & van de Meent, D. (2008). European characterization factors for human health damage of PM10 and ozone in life cycle impact assessment. *Atmospheric Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.072>
- Vidal-Legaz, B., Sala, S., Antón, A., Souza, D. M. De, Nocita, M., Putman, B., & Teixeira, R. F. M. (2016). *Land-use related environmental indicators for life cycle assessment - Analysis of key aspects in land use modelling - Study*. <https://doi.org/10.2788/905478>
- World Meteorological Organization. (1999). Scientific Assessment Ozone Depletion:1998. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 558.
- Yang, J., Gu, F., & Guo, J. (2020). Environmental feasibility of secondary use of electric vehicle lithium-ion batteries in communication base stations. *Resources, Conservation and Recycling*, 156(October 2019). <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104713>

Allegati

Descrizione delle categorie d'impatto dell'impronta ambientale

La Tabella 30 fornisce un elenco delle categorie di impatto dell'impronta ambientale e dei relativi indicatori.

Tabella 30 – Breve descrizione delle categorie di impatto considerate nello studio

Categorie di impatto	Indicatore	Unità fisica indicatore	Descrizione	Metodo raccomandato e fonte	Robustezza
Cambiamenti climatici	Forzante radiativo come Potenziale di Riscaldamento Globale (GWP100)	kg CO ₂ eq	Capacità di un gas a effetto serra di influenzare i cambiamenti della temperatura media globale dell'aria a livello del suolo e alle successive variazioni di diversi parametri climatici e dei loro effetti (espresso in unità di CO ₂ -equivalenti e in uno specifico arco temporale, in genere 100 anni).	Modello base su 100 anni dell'IPCC (basato su IPCC 2013) (International Panel on Climate Change, 2015)	I
Riduzione dello strato di ozono	Potenziale di Assottigliamento dell'ozono (ODP)	kg CFC-11 eq	Degradazione dell'ozono stratosferico dovuta alle emissioni di sostanze lesive dell'ozono, quali gas contenenti cloro e bromo di lunga durata (per esempio CFC, HCFC, halon).	Stato stazione ODP come in WMO 1999 (World Meteorological Organization, 1999)	I
Tossicità per gli esseri umani - effetti cancerogeni	Unità tossica comparativa per l'uomo	CTU _h	Effetti negativi sulla salute degli esseri umani causati dall'assunzione di sostanze tossiche per inalazione di aria, ingestione di cibo/acqua, penetrazione cutanea, nella misura in cui si tratta di sostanze cancerogene.	Modello USETox (Rosenbaum et al., 2008)	III/interim

Tossicità per gli esseri umani - effetti non cancerogeni	Unità tossica comparativa per l'uomo	CTU _h	Effetti negativi sulla salute degli esseri umani causati dall'assunzione di sostanze tossiche per inalazione di aria, ingestione di cibo/acqua, penetrazione cutanea, nella misura in cui si tratta di sostanze non cancerogene non causate da particolato/smog provocato dalle emissioni di sostanze inorganiche o da radiazioni ionizzanti.	Modello USETox (Rosenbaum et al., 2008)	III/interim
Particolato/smog provocato dalle emissioni di sostanze inorganiche	Impatto sulla salute umana	Incidenza sulla malattia	Effetti avversi sulla salute umana causati dalle emissioni di particolato (PM) e dai suoi precursori (NO _x , SO _x , NH ₃).	Metodo PM raccomandato dall'UNEP (2016) (UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2016)	I
Radiazione ionizzante – effetti sulla salute umana	Efficienza di esposizione umana rispetto a U235	kBq U235 _{eq}	Effetti negativi sulla salute umana causati da emissioni radioattive.	Modello di effetto sulla salute umana come sviluppata da Draicer et al 1995 (Dreicer, M ; Tort, V ; Manen, 1995)(Frischknecht et al., 2000)	II
Formazione di ozono fotochimico	Incremento della concentrazione di ozono troposferico	kg NMVOC _{eq}	Formazione di ozono al livello del suolo della troposfera causata da ossidazione fotochimica di composti organici volatili (VOC) e monossido di carbonio (CO) in presenza di ossidi di azoto (NO _x) e luce	Modello LOTOS – EUROS come implementato nel	II

			solare. Alte concentrazioni di ozono troposferico a livello del suolo sono dannose per la vegetazione, le vie respiratorie dell'uomo e i materiali artificiali attraverso la reazione con materiali organici.	metodo ReCiPe 2008 (van Zelm et al., 2008)	
Acidificazione	Superamento accumulato (AE)	mol H ⁺ _{eq}	Ripercussioni delle sostanze acidificanti sull'ambiente. Le emissioni di NO _x , NH ₃ e SO _x comportano il rilascio di ioni idrogeno quando i gas sono mineralizzati. I protoni favoriscono l'acidificazione dei suoli e delle acque, se rilasciati in superfici dove la capacità tampone è bassa, con conseguente deterioramento delle foreste e acidificazione dei laghi.	Accumulated Exceedance (Seppälä & Posch, 2006)(Posch et al., 2008)	II
Eutrofizzazione – terrestre	Superamento accumulato (AE)	mol N _{eq}	I nutrienti (principalmente azoto e fosforo) di scarichi fognari e terreni agricoli fertilizzati accelerano la crescita di vegetazione. Il deterioramento di materiale organico consuma ossigeno provocando così carenza dello stesso.	Accumulated Exceedance (Seppälä & Posch, 2006)(Posch et al., 2008)	II
Eutrofizzazione – acquatica	Frazione di nutrienti che raggiungono il compartimento finale di acqua dolce (P)	kg P _{eq}	I nutrienti (principalmente azoto e fosforo) di scarichi fognari e terreni agricoli fertilizzati accelerano la crescita di alghe e altra vegetazione nelle acque. Il deterioramento di materiale organico consuma ossigeno provocando così carenza dello stesso e, in alcuni casi, moria ittica.	Modello EUTREND (Struijs et al., 2009)	II
Eutrofizzazione – marina	Frazione di nutrienti che raggiungono il compartimento finale di acqua marina (N)	kg N _{eq}	I nutrienti (principalmente azoto e fosforo) di scarichi fognari e terreni agricoli fertilizzati accelerano la crescita di alghe e altra vegetazione nelle acque. Il deterioramento di materiale organico consuma	Modello EUTREND (Struijs et al., 2009)	II

			ossigeno provocando così carenza dello stesso e, in alcuni casi, moria ittica.		
Ecotossicità - ambiente acquatico acqua dolce	Unità tossica comparativa per gli ecosistemi	CTU _e	Impatti tossici su un ecosistema, che danneggiano le singole specie e modificano la struttura e la funzione dell'ecosistema.	Modello Usetox (Rosenbaum et al., 2008)	III/interim
Uso del terreno	• Indice di qualità del suolo	• Senza dimensioni (pt)	Utilizzo e trasformazione del territorio con attività quali agricoltura, costruzione di strade, case, miniere, ecc. L'occupazione del suolo considera gli effetti della destinazione del suolo, la superficie del territorio interessato e la durata della sua occupazione (variazioni della qualità moltiplicate per superficie e durata). La trasformazione del suolo considera l'entità delle variazioni delle proprietà fisico-chimiche del suolo e la superficie interessata (variazioni della qualità moltiplicate per la superficie).	Indice di qualità del suolo basato su LANCA (Vidal-Legaz et al., 2016) (Bos et al., 2016)	III
	• Produzione biotica	• kg di produzione biotica			
	• Resistenza all'erosione	• kg di terreno			
	• Filtrazione meccanica	• m ³ di acqua			
	• Acque sotterranee rifornimento	• m ³ acque sotterranee			
Impoverimento delle risorse – acqua Scarsità idrica	Potenziale di privazione dell'utente (acqua ponderata per la privazione consumo)	m ³ acqua deprivata	Acqua deprivata in m ³ , connesso alla disponibilità / scarsità locale di acqua	Available Water REMaining (AWARE) come raccomandato dall'UNEP (2016) (UNEP/SETAC Life	III

				Cycle Initiative, 2016)	
Impoverimento delle risorse – minerali e metalli	Esaurimento delle risorse abiotiche	kg Sb _{eq}	Uso dei materiali rari. Questo uso viene rapportato all'antimonio che è considerato uno degli elementi più rari	CML 2002 (Guinee, 2002)	III
Impoverimento delle risorse – risorse fossili	Esaurimento delle risorse abiotiche - combustibili fossili (ADP-fossile)	MJ	Uso delle risorse fossili non rinnovabili quali petrolio o gas naturale	CML 2002 (van Oers et al., 2002)	III



Comm.: 20.007110
Data: 19/04/2021
Rev. 00

eAmbiente S.r.l. - P.I. C.F. 03794570261
c/o Parco Scientifico Tecnologico VEGA, via delle Industrie 5, 30175 Marghera (VE) Torre Hammon
Tel: 041 5093820; Fax: 041 5093886; mailto: info@eambientegroup.com