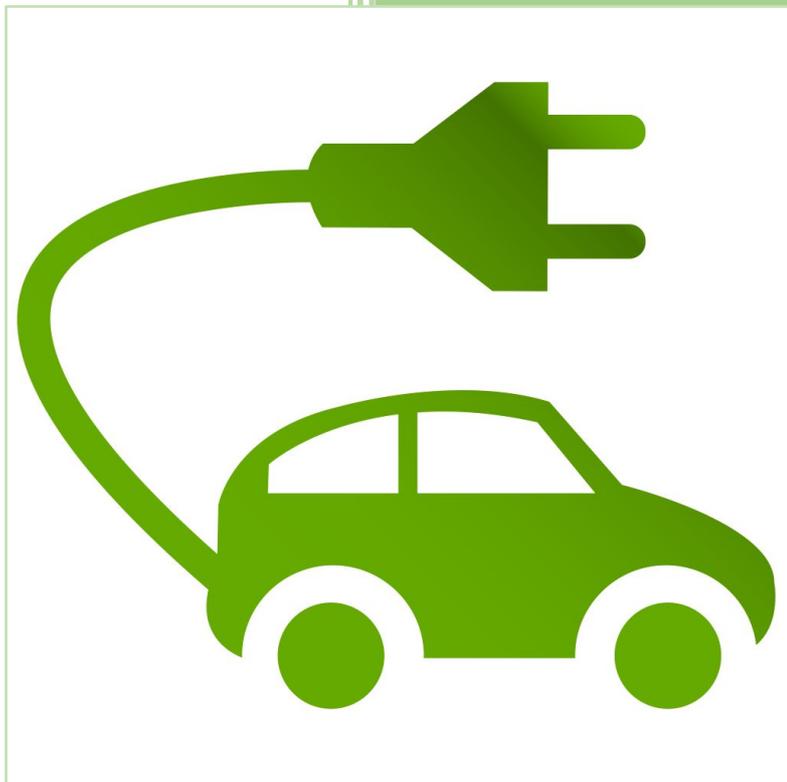


**Rassegna bibliografica  
di studi LCA per il  
trasporto privato di  
persone con autoveicoli  
leggeri: mobilità  
elettrica, ibrida e a  
combustione interna**

Settembre  
2022



REPORT

Prof. Bruno NOTARNICOLA

Consigliere scientifico del Ministro della Transizione Ecologica, Prof. Roberto CINGOLANI, sulle tematiche del Life Cycle Assessment nel campo dell'energia e dei trasporti

# INDICE

<b>Sintesi</b> .....	5
<b>Abstract</b> .....	5
<b>Glossario</b> .....	6
<b>1. Introduzione</b> .....	8
1.1. Trasporto automobilistico: normativa .....	8
1.2. Tipologie di veicoli .....	8
1.3. Dati di mercato .....	10
1.4. Metodologia di LCA.....	11
1.5. Approcci alla LCA delle autovetture.....	13
1.6. Obiettivo e struttura del rapporto.....	14
1.7. Griglia di analisi e lavori analizzati.....	14
<b>2. Definizione dell'Obiettivo e del campo di applicazione</b> .....	20
2.1. Obiettivi dello Studio .....	20
2.2. Unità funzionale .....	20
2.3. Confini del sistema.....	20
2.4. Allocazione e scenari di fine vita .....	20
2.5. Metodi di LCIA e categorie di impatto .....	21
<b>3. Analisi di inventario</b> .....	23
<b>4. Fase di Valutazione di Impatto (LCIA) e Interpretazione</b> .....	28
4.1. Contributi delle Categorie di impatto: Caratterizzazione.....	28
4.2. Cambiamenti Climatici (GWP) (CC).....	32
4.3. Domanda Cumulativa di Energia (CED).....	49
4.4. Formazione di Ozono Fotochimico (POCP) (FO) .....	49
4.5. Particolato (PMF) (PM).....	51
4.6. Tossicità umana (HTP) (HT).....	52
4.7. Acidificazione (AP) (AcidP) .....	53
4.8. Eutrofizzazione delle acque (NP) (EutroP) (EP).....	55
4.9. Diminuzione delle risorse abiotiche, minerali e metalli (ARD_MM) (CR_M).....	57
4.10. Diminuzione delle risorse abiotiche, energia fossile (ARD_FE) (CR_E).....	58
4.11. Altre categorie di impatto .....	59
4.12. Analisi di sensibilità.....	59
<b>5. Insegnamenti e considerazioni finali</b> .....	61
<b>Conclusioni</b> .....	67
<b>Bibliografia</b> .....	68
<b>Ringraziamenti</b> .....	73
<b>A: Appendice – schede riassuntive degli studi analizzati</b> .....	74

## INDICE FIGURE

Figura 1-1: Principali materiali utilizzati per componenti delle auto elettriche .....	9
Figura 1-2: Flotta di parco veicoli circolante (N1 + M1) in Europa (EU_27 (a) in Italia (b) in data 28/07/2022 al netto delle auto a benzina e a diesel.....	10
Figura 1-3: Nuove immatricolazioni elettriche (N1 + M1) in Europa (EU_27) (a) e in Italia (b) in data 28/07/2022 .....	11
Figura 1-4: Struttura della LCA secondo l'ISO 14040.....	12
Figura 1-5: Fasi della Valutazione di Impatto LCIA .....	13
Figura 1-6: Approcci di LCA delle autovetture.....	14
Figura 3-1: Numero di veicoli elettrici leggeri per passeggeri venduti, prodotti e pacchi batteria prodotti in diverse regioni del mondo tra il 2010 e il 2017.....	24
Figura 3-2: Composizione percentuale ipotetica del mix elettrico medio dell'UE nei due scenari di riferimento: base e Tech 1.5.....	25
Figura 4-1: Confronto fra diversi tipi di propulsori per categorie di impatto al 2020 e al 2050 (scenario Tech1.5).....	29
Figura 4-2: Confronto fra diversi tipi di propulsori per categorie di impatto 2020.....	30
Figura 4-3: Impatti potenziali di diverse motorizzazioni.....	31
Figura 4-4: Costi esterni di natura ambientale in diversi veicoli .....	32
Figura 4-5: GWP di BEV e ICEV (mix elettrico EU 2010) .....	33
Figura 4-6: GWP di diverse motorizzazioni (mix elettrico EU 2020, 2030, 2050, 2050 Tech1.5)...	34
Figura 4-7: Comparazione del GWP per ICEV benzina/diesel e BEV per differenti Stati UE al 2020 con proiezione allo scenario 2030.....	35
Figura 4-8: Evoluzione della produzione di energia elettrica in EU relativo mix .....	35
Figura 4-9: GWP di tecnologie di produzione di energia elettrica nell'UE 28 2020.....	36
Figura 4-10: GWP di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici divisi per fase del ciclo di vita .....	37
Figura 4-11: GWP del mix elettrico per lo scenario base e per il Tech1.5.....	37
Figura 4-12: GWP di diversi veicoli divisi per fase e per ciclo di guida con mix elettrico italiano 2017 .....	38
Figura 4-13: GWP del WTW (fase di uso, ossia WTT+TTW) di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici (min e max rappresentano diverse taglie di veicoli; "Reference" indica un veicolo a benzina con emissioni TTW di 120 g/CO <sub>2</sub> eq./km).....	39
Figura 4-14: Impatto del chilometraggio sulle emissioni di GHG delle automobili: (a) chilometraggio 150.000km, (b) chilometraggio 50.000 km.....	41
Figura 4-15: Comparazione fra ICEV e BEV: break-even point relativo al GWP.....	42

Figura 4-16: GWP di xEV con combinazioni alternative di carburante al 2020 EU_28 (a) e al 2050 EU_28 (b).....	43
Figura 4-17: a) ipotesi di miscela di carburante/mix e mix di idrogeno di produzione dell'UE utilizzata per la modellizzazione della LCA dei veicoli per i due scenari (di base e Tech1.5); b) sintesi degli impatti GWP risultanti dalle ipotesi indicate in (a).....	44
Figura 4-18: GWP della produzione di veicoli e batterie al variare della taglia dell'auto .....	45
Figura 4-19: Ripartizione percentuale del GWP di diverse componenti della fase di produzione del BEV .....	46
Figura 4-20: GWP (per kg di batteria) di diversi tipi di batterie agli ioni di litio: stime normalizzate .....	48
Figura 4-21: CED di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici europei divisi per fase del ciclo di vita .....	49
Figura 4-22: POCP di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici europei divisi per fase del ciclo di vita .....	50
Figura 4-23: confronto fra veicoli con differenti tipologie di guida relativi alla categoria di impatto POCP.....	51
Figura 4-24: PMF di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici europei divisi per fase del ciclo di vita .....	52
Figura 4-25: confronto fra veicoli con differenti tipologie di guida relativi alla categoria di impatto PM.....	52
Figura 4-26: Tossicità umana di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici europei divisi per fase del ciclo di vita .....	53
Figura 4-27: Acidificazione di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici europei divisi per fase del ciclo di vita .....	54
Figura 4-28: confronto fra veicoli con differenti tipologie di guida relativi alla categoria di impatto AP.....	55
Figura 4-29: Eutrofizzazione delle acque di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici europei divisi per fase del ciclo di vita .....	56
Figura 4-30: confronto fra veicoli con differenti tipologie di guida relativi alla categoria di impatto NP.....	56
Figura 4-31: Diminuzione delle risorse abiotiche minerali e metalli (ARD_MM) (CR_M) di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici europei divisi per fase del ciclo di vita.....	57
Figura 4-32: confronto fra veicoli con differenti tipologie di guida relativi alla categoria di impatto ADP.....	58
Figura 4-33: Diminuzione delle risorse abiotiche, energia fossile (ARD_FE) di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici europei divisi per fase del ciclo di vita .....	59

## INDICE TABELLE

Tabella 1-1: Griglia di analisi considerata per la review .....	15
Tabella 1-2: Articoli e studi selezionati per la review .....	16
Tabella 2-1: Set di pesi, fattori di robustezza, fattori di ponderazione finali per tutte le categorie di impatto .....	22
Tabella 3-1: Specifiche tecniche dei modelli della Kia Niro .....	26
Tabella 3-2: Principali caratteristiche dei veicoli messi a confronto (dati: VW Italia) .....	26
Tabella 3-3: Consumi dei veicoli considerati in questo studio .....	26
Tabella 3-4: Fattori emissivi ISPRA 2018 in ciclo di guida urbano per PAH e POP, stimati a partire dai corrispondenti fattori emissivi in ciclo di guida totale applicando il fattore correttivo .....	27
Tabella 3-5: Fattori emissivi ISPRA 2018 in ciclo di guida urbano per veicoli di media taglia utilizzati in "Brambilla et al., 2021" .....	27
Tabella A-1: Buberger al., 2022.....	74
Tabella A-2: Xia et al., 2022.....	76
Tabella A-3: Anderson et al., 2021 .....	78
Tabella A-4: Brambilla et al., 2021.....	80
Tabella A-5: Ricardo, 2020.....	82
Tabella A-6: European Environmental Agency, 2018.....	87
Tabella A-7: Del Pero et al., 2018 .....	90
Tabella A-8: Tagliaferri et al., 2016 .....	92
Tabella A-9: Girardi et al., 2015 .....	95
Tabella A-10: Nordelöf et al., 2014 .....	97

## Sintesi

Il presente rapporto è una rassegna bibliografica di studi LCA (*Life Cycle Assessment*) relativi al trasporto privato di persone (perlopiù in ambito urbano) mediante auto con motore a combustione interna (ICEV) ed elettriche/ibride (BEV/HEV/PHEV/FCEV). L'obiettivo è quello di ricavare informazioni utili al fine di fornire ai decisori strumenti di supporto per le scelte in tema di sostenibilità dei trasporti conformi agli obiettivi di riduzione delle emissioni di gas climalteranti e di sostanze inquinanti previsti dall'Unione Europea nelle recenti disposizioni normative. La LCA è stata scelta come lo strumento più idoneo per valutare in modo comparativo i profili ambientali dei diversi sistemi di propulsori considerati in quanto, in modo olistico, permette di analizzare l'intero ciclo di vita e i diversi tipi di inquinamenti ad essi interessati. I risultati ottenuti dai vari studi mostrano che le auto elettriche/ibride risultano significativamente più ecocompatibili di quelle a combustione interna sulla maggior parte delle categorie di impatto, in primis i Cambiamenti Climatici. Tale vantaggio dei propulsori elettrici aumenta in funzione della decarbonizzazione del mix elettrico sia nazionale, sia dei paesi di produzione di componenti dei veicoli, in particolare, le batterie. Tuttavia, si evidenzia un maggior impatto ambientale delle auto elettriche, rispetto a quelle convenzionali, per la tossicità umana e per la diminuzione delle risorse minerarie, rispettivamente a causa dei rilasci inquinanti delle attività minerarie e del depauperamento di materie prime critiche (cobalto, litio, terre rare) e altri minerali (rame, nichel) necessari alla produzione delle batterie. Queste categorie di impatto critiche per le auto elettriche possono potenzialmente migliorare attraverso uno sviluppo della tecnologia sia in termini di produzione delle batterie, sia mediante l'applicazione di processi virtuosi di fine vita.

## Abstract

This report is a literature review of LCA (Life Cycle Assessment) studies of private passenger transport (mostly urban) using internal combustion engine (ICEV) and electric/hybrid (BEV/HEV/PHEV/FCEV) cars. The aim is to derive useful information in order to provide decision-makers with support tools for making sustainable transport choices that comply with the objectives of reducing emissions of climate-changing gases and pollutants set by the European Union in recent legislation. The LCA was chosen as the most suitable tool for comparatively assessing the environmental profiles of the various propulsion systems considered as, in a holistic manner, it allows the entire life cycle and the different types of pollutants involved to be analysed. The results obtained from the various studies show that electric/hybrid cars are significantly more environmentally friendly than internal combustion cars on most impact categories, primarily Climate Change. This advantage of electric powertrains increases as the electricity mix is decarbonised both nationally and in the countries where the vehicle components, in particular batteries, are produced. However, there is a greater environmental impact of electric cars, compared to conventional ones, due to human toxicity and the depletion of mineral resources, respectively, due to pollutant releases from mining activities and the depletion of critical raw materials (cobalt, lithium, rare earths) and other minerals (copper, nickel) needed for battery production. These critical impact categories for electric cars can potentially be improved through technology development both in terms of battery production and through the application of virtuous end-of-life processes.

## Glossario

<b>Acronimo</b>	<b>Descrizione</b>
<b>AP</b>	Acidification Potential
<b>ARD</b>	Abiotic Resource Depletion
<b>BEV</b>	Battery Electric Vehicle (fully electric)
<b>CBG</b>	Compressed Bio Gas
<b>CC</b>	Climate Changes
<b>CED</b>	Cumulative Energy Demand
<b>CNG</b>	Compressed Natural Gas
<b>D</b>	Diesel
<b>EEA</b>	European Environment Agency
<b>EMAS</b>	Environmental Management and Audit Scheme
<b>EoL</b>	End-of-Life
<b>EP</b>	Eutrophication Potential
<b>EPD</b>	Environmental Product Declaration
<b>ETP</b>	Eco-Toxicity Potential
<b>EV</b>	Electric Vehicle
<b>FCEV</b>	Fuel Cell Electric Vehicle
<b>G</b>	Gasoline (benzina)
<b>GHG</b>	Greenhouse Gases
<b>GREET</b>	Greenhouse Gases, Regulated Emissions and Energy Use in Transportation
<b>GWP</b>	Global Warming Potential
<b>HEV</b>	Hybrid Electric Vehicle
<b>HTP</b>	Human Toxicity Potential
<b>HVO</b>	Hydrotreated Vegetable Oil (Renewable Diesel)
<b>ICEV</b>	Internal Combustion Engine Vehicle
<b>IRP</b>	Ionising Radiation Potentials
<b>LCA</b>	Life Cycle Assessment
<b>LCI</b>	Life Cycle Inventory
<b>LCIA</b>	Life Cycle Impact Assessment
<b>LDCVs</b>	Light Duty Commercial Vehicles
<b>LNG</b>	Liquefied Natural Gas
<b>LPG</b>	Liquefied Petroleum Gas
<b>LUC</b>	Land Use Change
<b>MDP</b>	Mineral Depletion Potential
<b>NEDC</b>	NEDC New European Driving Cycle
<b>ODP</b>	Ozone Depletion Potential
<b>PCR</b>	Product Category Rules
<b>PEF</b>	Product Environmental Footprints

<b>PHEV</b>	Plug-in Hybrid Electric Vehicle
<b>PEM</b>	Polymer Electrolyte Membrane
<b>POCP</b>	Photochemical Ozone Creation Potential
<b>POCF</b>	Photochemical Ozone Formation Potential
<b>PMF</b>	Particulate Matter Formation (PM)
<b>REEV</b>	Range Extended Electric Vehicle
<b>REF</b>	Energy from Renewable Founts
<b>TTW</b>	Tank-to-Wheel
<b>WLTP</b>	Worldwide Harmonised Light vehicles Test Procedure
<b>WTT</b>	Well-to-Tank
<b>WTW</b>	Well-to-Wheel
<b>xEV</b>	Generic Electric Vehicle

# 1. Introduzione

## 1.1. Trasporto automobilistico: normativa

Il settore del trasporto automobilistico è caratterizzato da un notevole carico ambientale e rappresenta un quarto delle emissioni dei GHG (Greenhouse Gases) nell'Unione Europea. Le auto nel 2017 erano responsabili del 44,3% di queste emissioni (Anderson et al., 2021). Solo i veicoli leggeri sono responsabili di circa il 10% del consumo totale di energia e delle emissioni atmosferiche (Del Pero et al., 2018). Data la mole di emissioni e impatti ambientali determinati da questo settore, esso risulta strategico per una riduzione del riscaldamento globale e delle emissioni di gas a effetto serra attraverso interventi mirati. In tal senso l'Unione Europea ha intrapreso un percorso per favorire tale riduzione mediante step e obiettivi futuri che indirizzano gli stakeholders verso una transizione ambientalmente, economicamente e socialmente sostenibile del settore dei trasporti privati e commerciali.

Alcune di queste iniziative hanno portato allo sviluppo degli standard europei sulle emissioni, indicati con la sigla “euro” seguita da un numero progressivo (arabo o romano) a seconda dei vari aggiornamenti che si sono susseguiti. Lo stesso standard può essere caratterizzato da diverse versioni, per esempio l'attuale standard in vigore è l'EURO6 ed è costituito da 5 versioni, di cui l'ultima è la EURO6-d (nota anche come 6.3) valida per veicoli omologati dal 01/01/2020 e immatricolati dal 01/01/2021. Lo standard prevede per diversi tipi di alimentazioni i limiti soglia di emissioni consentite per i seguenti inquinanti: CO (0,5 g/km per i diesel, 1 g/km per le auto a benzina), particolato, NO<sub>x</sub>, HC.

Il Regolamento (UE) 631/2019 e successive modifiche definisce i livelli di prestazione in materia di emissioni di CO<sub>2</sub> delle autovetture nuove e dei veicoli commerciali leggeri nuovi e abroga i regolamenti (CE) n. 443/2009 e (UE) n. 510/2011; all'art.1, c. 2, lo stesso Regolamento indica che a decorrere dal primo gennaio 2020 viene fissato un obiettivo per l'intero parco veicoli dell'UE di 95 g CO<sub>2</sub>/km per le emissioni medie delle autovetture nuove. Sono previste ulteriori riduzioni nei prossimi anni.

L'intero ciclo di vita di un'automobile implica anche il coinvolgimento del settore energetico caratterizzato da elevate emissioni di CO<sub>2</sub>. Parallelamente alla normativa per i trasporti, l'Unione Europea, ha sviluppato un percorso legislativo (che interessa anche altri settori) volto verso la decarbonizzazione energetica. Nel 2019 la Commissione Europea ha annunciato un piano settennale, denominato Green Deal, che prevede l'impiego vincolante ad abbattere del 55% (rispetto all'anno 1990) le emissioni di CO<sub>2</sub> entro il 2030 e di azzerarle (abbattimento del 100%) entro il 2050. Per la realizzazione di questi obiettivi è stato recentemente approvato il pacchetto “Fit for 55” contenente dodici iniziative volte verso la realizzazione di questa politica energetica “pulita” e “sicura”. A tal fine, ciascun paese membro dell'UE è tenuto ad elaborare un proprio Piano Nazionale Integrato per l'Energia e il Clima (PNIEC) all'interno del quale sono definite le linee guida per affrontare tali sfide.

## 1.2. Tipologie di veicoli

Le tipologie di veicoli esistenti analizzate in questo rapporto si differenziano in motori a combustione interna, spesso definiti convenzionali, e motori alternativi elettrici/ibridi. I veicoli a combustione interna (ICEV) sono alimentati da combustibili di origine fossile, ossia benzina (G), diesel (D) e gas

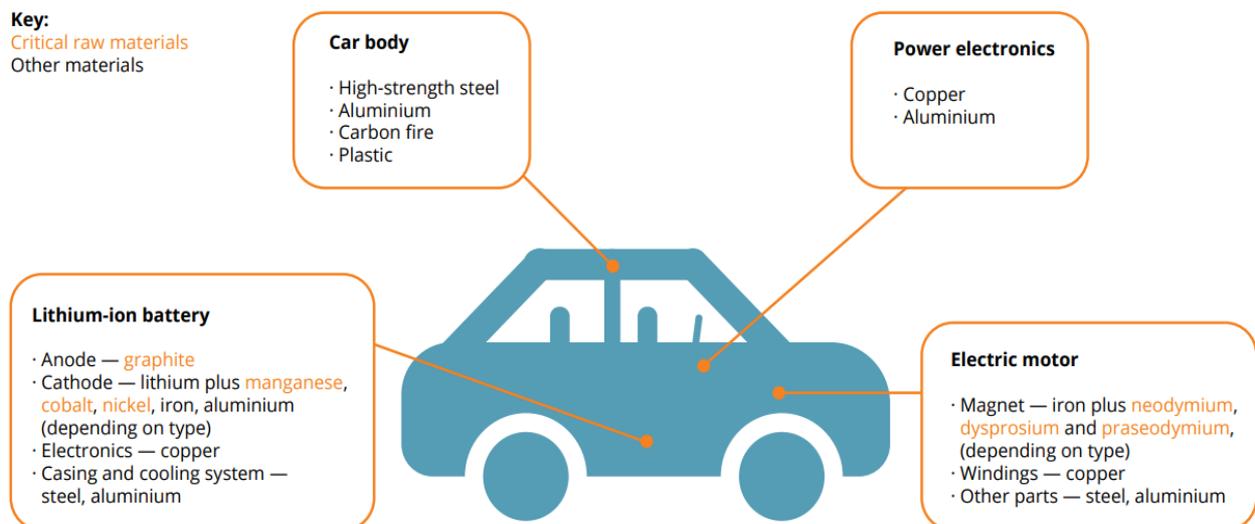
di petrolio liquefatto (GPL), gas naturale compresso (GNC) e, solo per mezzi di trasporto merci di taglia superiore, gas naturale liquefatto (LNG). A questi si aggiungono quelli alimentati da miscele di carburanti di natura biogenica.

Esistono poi diversi tipi di veicoli elettrici definiti insieme con l'acronimo xEV (Electric Vehicles), più nel dettaglio la "x" è riferita a diversi tipi di propulsori tra cui:

- veicoli elettrici ibridi (HEV) combinano un motore a combustione interna e un motore elettrico che assiste il motore convenzionale, ad esempio durante l'accelerazione del veicolo.
- veicoli elettrici ibridi plug-in (PHEV) sono alimentati da un motore elettrico e un motore a combustione interna che funzionano insieme o separatamente.
- veicoli elettrici ad autonomia estesa (REEV) hanno una configurazione ibrida seriale in cui il loro motore a combustione interna non ha un collegamento diretto alle ruote. Il motore a combustione funge invece da generatore di elettricità e viene utilizzato per alimentare il motore elettrico o ricaricare la batteria quando è scarica. La batteria può anche essere caricata dalla rete.
- veicoli elettrici a batteria (BEV) sono alimentati esclusivamente da un motore elettrico, utilizzando l'elettricità immagazzinata in una batteria di bordo.
- veicoli elettrici a celle a combustibile (FCEV) sono interamente azionati da elettricità. L'energia elettrica è fornita da una serie di celle a combustibile che utilizza l'idrogeno proveniente da un serbatoio di bordo combinato con l'ossigeno dell'aria.

In Figura 1.1 è rappresentata schematicamente un'auto elettrica BEV con il dettaglio dei materiali impiegati nei principali componenti.

Figura 1-1: Principali materiali utilizzati per componenti delle auto elettriche



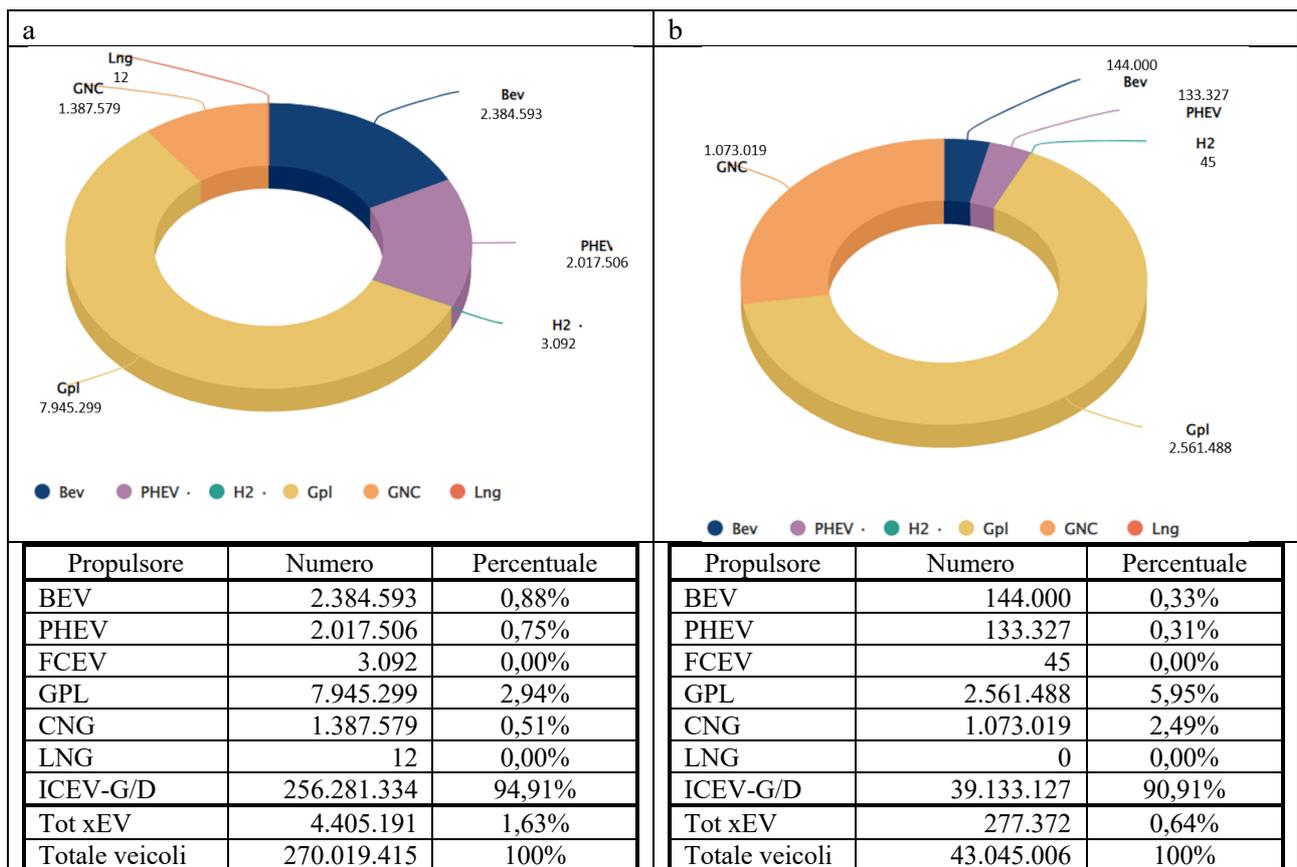
Fonte: EEA, 2018

### 1.3. Dati di mercato

Secondo i dati dell'European Alternative Fuels Observatory (Commissione Europea), alla data del 28 Luglio 2022, il parco circolante europeo (caratterizzato dalle classi di veicoli leggeri M1 per il trasporto di persone ed N1 per il trasporto di merci) è costituito per il 94,9% di auto ICEV-G e ICEV-D mentre, in ordine decrescente, la restante parte dei propulsori circolanti si ripartisce fra: LPG (2,9%) BEV (0,9%), PHEV (0,8%), CNG (0,5%). Infine, le FCEV hanno un contributo percentuale minimo insieme alle LNG. In Italia, invece, le percentuali del parco circolante sono ripartite diversamente. Il 90,9% è costituito da ICEV-D e ICEV-G, a seguire LPG (6%), CNG (2,5%), BEV (0,3%), PHEV (0,3%), seguite da una percentuale minima per le FCEV, nulla per le LNG.

In Figura 1.2 sono rappresentate le ripartizioni in numero assoluto di autovetture circolanti in territorio europeo (EU\_27) e in Italia. Questi dati indicano che l'Italia è indietro rispetto all'Europa nel settore delle auto elettriche. Infatti, la percentuale delle auto elettriche xEV in Europa è dell'1,63%, mentre in Italia appena dello 0,64%. Le auto a benzina e a diesel in Italia sono inferiori in percentuale rispetto alla media europea, ma sono maggiori quelle alimentate a gas.

Figura 1-2: Flotta di parco veicoli circolante (N1 + M1) in Europa (EU\_27 (a) in Italia (b) in data 28/07/2022 al netto delle auto a benzina e a diesel



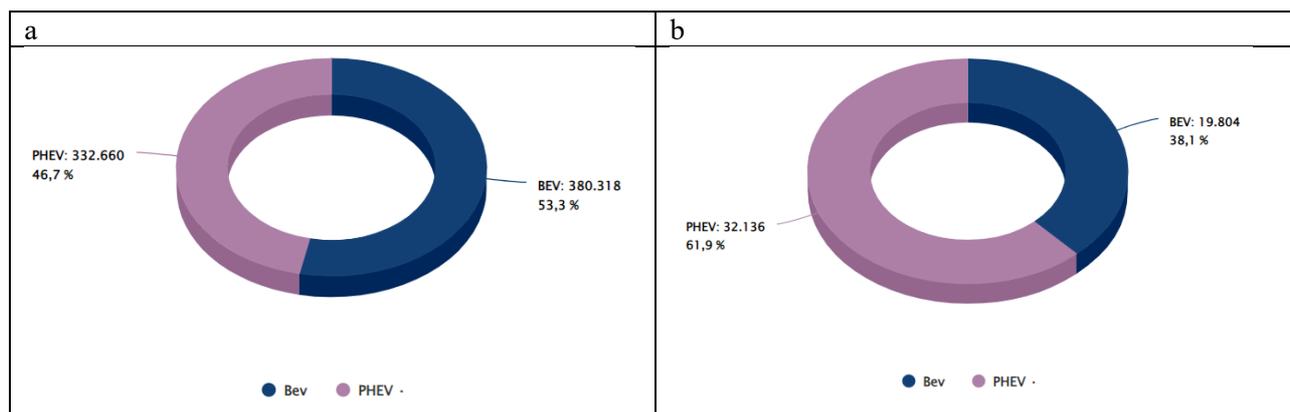
Fonte: Commissione Europea, 2022

Relativamente alle nuove immatricolazioni (dal primo gennaio al 28 luglio 2022), per i soli propulsori xEV (BEV e PHEV), in Europa sono state immatricolate il 16% in più di BEV e il 16,5% di PHEV. Parallelamente in Italia, le nuove immatricolazioni sono state circa del 13,75% in più di BEV e il

24% in più di PHEV. Quindi, delle nuove auto elettriche (BEV e PHEV) immatricolate in Europa il 53% sono BEV e 47% PHEV, mentre in Italia sono circa 38% BEV e 62% PHEV.

La Figura 1.3 mostra il dettaglio sulle auto di nuova immatricolazione a livello europeo e italiano. Questi due grafici mostrano una preferenza in Italia verso le auto ibride (PHEV) rispetto alle elettriche (BEV), mentre in Europa sono equamente ripartite.

Figura 1-3: Nuove immatricolazioni elettriche (N1 + M1) in Europa (EU\_27) (a) e in Italia (b) in data 28/07/2022



Fonte: Commissione Europea, 2022

Entro il 2030, le BEV potrebbero essere comprese tra il 3,9% e il 13,0% delle nuove immatricolazioni di autovetture, a seconda dei livelli target medi di CO<sub>2</sub> della flotta dell'UE fissati per il futuro (EC, 2017).

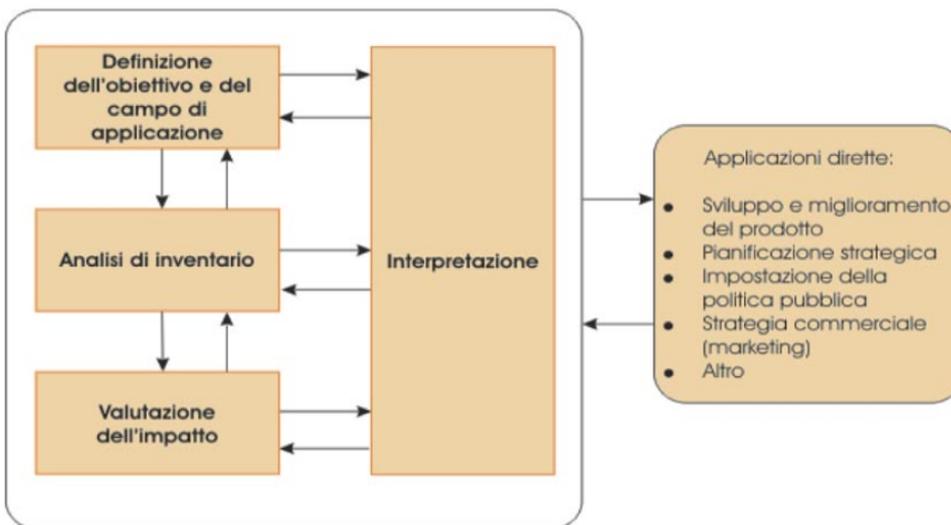
#### 1.4. Metodologia di LCA

La *Life Cycle Assessment* (LCA) è uno strumento per valutare l'impatto ambientale associato a tutte le fasi della vita di un prodotto ed è riconosciuta come lo strumento analitico più idoneo a tale fine (Notarnicola, 2008). Una maggiore comprensione degli impatti ambientali dei prodotti a monte e a valle aiuta ad evitare di spostare il carico ambientale da una fase all'altra del ciclo di vita di un prodotto e riduce la possibilità che questo carico si sposti da un paese all'altro.

L'utilizzo della LCA per la valutazione del profilo ambientale di opzioni alternative gioca un ruolo fondamentale, poiché può mettere in risalto i vantaggi e gli svantaggi delle diverse opzioni tecnologiche e per ognuna permette di individuare i punti critici. La LCA è uno strumento che può essere utilizzato dai *policy makers* per individuare i pro e i contro nella scelta tra più alternative.

La LCA è standardizzata dalle norme ISO 14040 e 14044 (ISO, 2021); le fasi nelle quali si articola uno studio di LCA sono riportate in Figura 1.4.

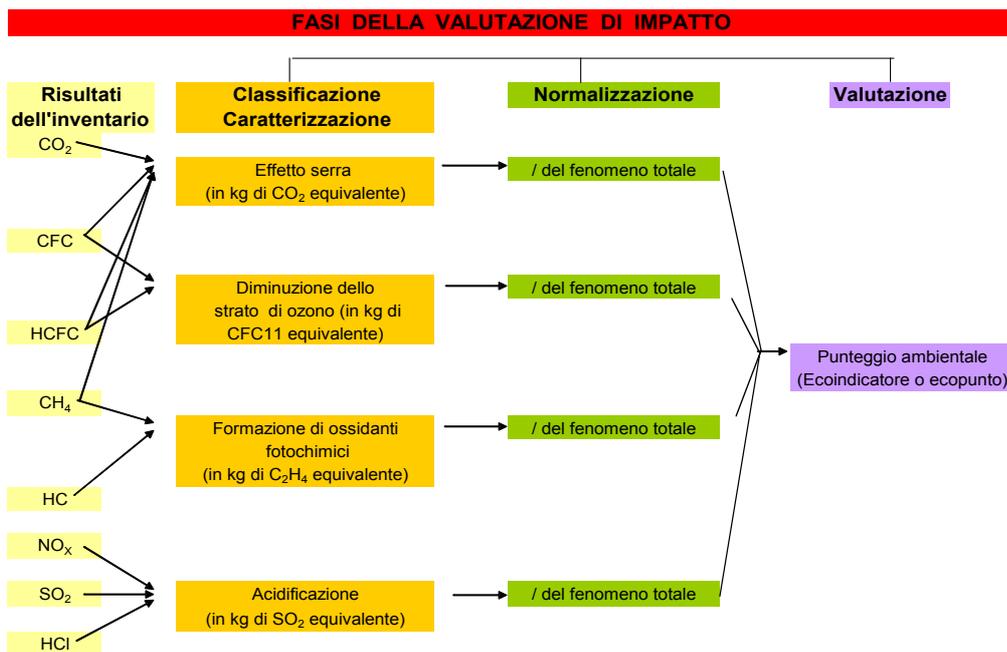
Figura 1-4: Struttura della LCA secondo l'ISO 14040



Fonte: ISO 14040

La fase di “Definizione dell’obiettivo e del campo di applicazione” serve a fornire i riferimenti per poter capire lo studio: quali sono gli obiettivi, l’unità funzionale, i confini del sistema, le procedure di allocazione utilizzate in caso di produzioni a merci congiunte, le tipologie e la qualità dei dati, le tipologie di modelli usati, la modellizzazione del fine vita, le categorie di impatto utilizzate. Nella fase di Inventario (*Life Cycle Inventory*, LCI), per ogni attività del ciclo di vita del sistema di prodotto analizzato, vengono determinati i quantitativi di risorse e di energia in input e quelli di emissioni in aria, acqua e suolo in output. Il risultato di questa fase è un lungo elenco di risorse utilizzate ed emissioni prodotte. La fase di Valutazione degli Impatti (*Life Cycle Impact Assessment*, LCIA) consiste nell’aggregare i prelievi di materie prime e le emissioni rilasciate nell’ambiente alle categorie di impatto che esse possono procurare all’ambiente. Tali categorie sono, ad esempio, i cambiamenti climatici, l’esaurimento delle risorse, la formazione di ozono fotochimico, la formazione di particolato, la diminuzione dello strato di ozono, l’acidificazione dei suoli, la tossicità umana, l’eco tossicità, le radiazioni ionizzanti, l’eutrofizzazione delle acque dolci e salate, l’uso del suolo e l’uso di acqua. Come riportato in Figura 1.5, la fase di LCIA si articola nelle sottofasi di classificazione, caratterizzazione (obbligatorie), normalizzazione e pesatura (facoltative). La classificazione e la caratterizzazione consistono nell’assegnazione dei dati raccolti nell’inventario ad una o più categorie d’impatto ambientale selezionate, utilizzando dei fattori di equivalenza che riportano ad una stessa unità di misura i contributi dei singoli inquinanti a ciascuna categoria di impatto (es. kg di CO<sub>2</sub> equivalente). Nella “normalizzazione”, le categorie di impatto ottenute sono rapportate alla loro totalità al livello Europeo o mondiale. Infine, con la fase di pesatura, i risultati delle categorie d’impatto normalizzate sono moltiplicati per dei fattori di peso, e sono fra loro addizionati per ottenere un unico valore, l’eco-indicatore, che esprime le prestazioni ambientali del sistema (Notarnicola et al., 2017).

Figura 1-5: Fasi della Valutazione di Impatto LCIA



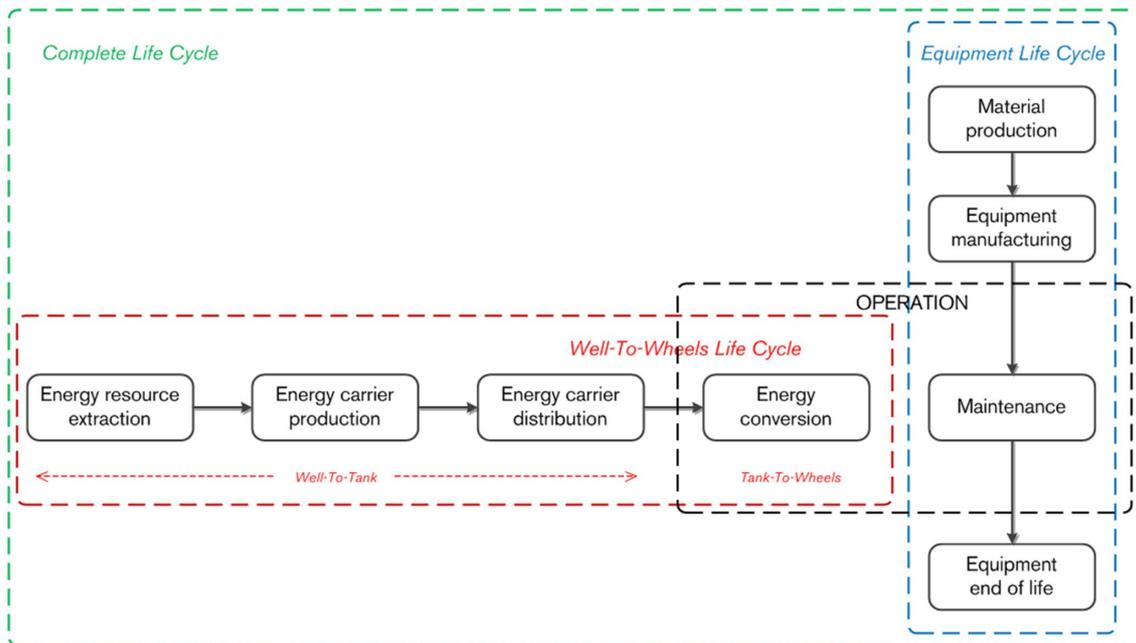
Fonte: Notarnicola, 2008

L'ultima fase della metodologia LCA è rappresentata dall'Interpretazione, che consta nell'esaminare, anche attraverso analisi di sensibilità, di incertezza e di contributo, i risultati ottenuti, la loro portata, i loro limiti, al fine di individuare gli "hot-spots" del/i sistema/i analizzato/i ed eventuali miglioramenti da apportare.

### 1.5. Approcci alla LCA delle autovetture

Nella letteratura di LCA sulle autovetture si trovano molto spesso gli approcci *well-to-wheel* (WTW), *well-to-tank* (WTT), *tank-to-wheel* (TTW): l'approccio *well-to-wheel* (WTW), (flusso orizzontale in rosso in Figura 1.6) si concentra sul ciclo di vita del vettore energetico utilizzato per azionare il veicolo, come il carburante liquido o l'elettricità. Il WTW può essere suddiviso nella fase *well-to-tank* (WTT), che si concentra sulla fornitura di energia dalla sua fonte alle apparecchiature di stoccaggio nel veicolo e nella fase *tank-to-wheel* (TTW), dove il vettore di energia viene utilizzato per azionare il veicolo durante il funzionamento. La fase WTT coinvolge tutti i processi dall'estrazione di un flusso o stock di energia primaria alla trasformazione in diverse forme fino alla distribuzione e stoccaggio di vettori energetici. Il carico ambientale della fase WTT è molto diverso, a seconda di come viene prodotto il vettore energetico. Ad esempio, c'è una grande differenza tra l'elettricità prodotta da centrali idroelettriche e quelle a carbone (Nordelöf et al., 2014). Nel caso dei combustibili fossili la fase TTW produce emissioni, prevalentemente quelle di scarico. Per veicoli elettrici puri caricati dalla rete la fase TTW non comporta alcuna emissione. Tuttavia, il TTW è ancora importante poiché diverse configurazioni del gruppo propulsore hanno efficienze e perdite di energia diverse, che influiscono sui risultati complessivi del WTW. Il flusso verticale in Figura 1.6 rappresenta il ciclo di vita delle apparecchiature. Il sistema costituito dal flusso verticale (WTW) e da quello orizzontale costituisce il sistema di "LCA completa dalla-culla-alla-tomba del veicolo".

Figura 1-6: Approcci di LCA delle autovetture



Fonte: Nordelöf et al., 2014

## 1.6. Obiettivo e struttura del rapporto

Il presente rapporto consiste in una rassegna bibliografica di studi LCA relativi al trasporto privato di persone (perlopiù in ambito urbano) mediante auto con motore a combustione interna (ICEV) ed elettriche (BEV). L'obiettivo è quello di ricavare informazioni utili al fine di fornire ai decisori strumenti di supporto per le scelte in tema di sostenibilità dei trasporti.

Il presente rapporto di rassegna bibliografica di studi di LCA è stato strutturato seguendo le fasi della LCA. Dopo aver introdotto i concetti chiave dell'auto elettriche e della LCA e dopo aver definito la griglia di analisi dei lavori esaminati e le modalità con le quali gli stessi sono stati selezionati (paragrafo successivo), il rapporto si articola attraverso le fasi della metodologia ISO 14040. Infine, nel capitolo finale sono riportati i principali insegnamenti tratti dagli studi e dalla letteratura consultata utili al fine di fornire ai decisori strumenti di supporto per le scelte in tema di sostenibilità dei trasporti.

Si precisa che tutti gli studi analizzati sono stati pubblicati prima dell'inizio del conflitto bellico in Ucraina. Conseguentemente, gli scenari comparati non tengono conto di tutte le variazioni che si stanno verificando nel settore energetico e nelle catene di approvvigionamento delle materie prime.

## 1.7. Griglia di analisi e lavori analizzati

La Tabella 1.1 mostra la griglia di analisi utilizzata per effettuare la rassegna bibliografica secondo le fasi della LCA. Essa segue uno schema già usato in altre review di studi di LCA (Brambilla et al., 2021a, Temporelli et al., 2021).

Tabella 1-1: Griglia di analisi considerata per la review

Riferimento bibliografico	
Goal & Scope	Obiettivo e campo di applicazione dello studio
	Unità funzionale
	Confini del sistema
	Procedura di allocazione
	Metodi e categorie di impatto
Inventario –LCI	Origine dei dati
LCIA	Sintesi dei risultati
Analisi di sensibilità e incertezza	Parametri e tecniche considerate
Conclusioni dello studio	Principali conclusioni dello studio
Osservazioni	Cosa si può dedurre dallo studio al fine di fornire ai decisori strumenti di supporto per le scelte in tema di sostenibilità dei trasporti in ambito urbano.

Fonte: Brambilla et al., 2021a

Per la ricerca degli articoli da sottoporre a review sono stati utilizzati il motore di ricerca *Scopus* e le seguenti parole chiave: *Life Cycle Assessment of vehicles, battery, electric vehicles, internal combustion vehicles, passenger car, well-to-wheels, Vehicle emissions*.

I criteri di scelta adottati sono i seguenti:

1. Anno di pubblicazione: preferibilmente entro il 2018 (ultimi cinque anni)
2. Copertura geografica: preferibilmente europeo con presenza di lavori italiani, senza tralasciare paesi terzi all'UE
3. Fonte di pubblicazione: preferibilmente riviste indicizzate e rapporti di Istituzioni internazionali (esempio Unione Europea o European Environment Agency) e di Centri di Ricerca (esempio Ricerca Sistema Elettrico)
4. Qualità oggettiva del lavoro (valutata da una combinazione tra indicatori citazionali, bibliografia, approcci metodologici, principali conclusioni).

In Tabella 1.2 sono riportate le informazioni salienti dei paper selezionati, mentre in Appendice, nelle Tabelle da A1 a A10, sono riportate le informazioni dei paper richieste dalla griglia della Tabella 1.1.

Tabella 1-2: Articoli e studi selezionati per la review

N.	Autori	Titolo	Anno	Tipo	Paese autori e studio
1	Buberger J., Kersten A., Kuder M., Eckerle R., Weyh T.	Total CO2-equivalent life-cycle emissions from commercially available passenger cars	2022	Rivista	Germani/Svezia
2	Xia X., Li P.	A review of the life cycle assessment of electric vehicles: Considering the influence of batteries	2022	Rivista	Cina
3	Andersson, Ö., Börjesson, P.	The greenhouse gas emissions of an electrified vehicle combined with renewable fuels: Life cycle assessment and policy implications	2021	Rivista	Svezia
4	Brambilla P.C., Temporelli A., Mela G., Molocchi A., Brivio E., Marmiroli B.	LCA della mobilità urbana dalle persone alle merci Aggiornamento del rapporto 2019, Brambilla P.C., Temporelli A., Mela G. “Analisi LCA di veicoli elettrici, ibridi plug-in e a combustione interna a fronte dell’evoluzione dei veicoli e del parco di generazione elettrico” Aggiornamento	2021	Report	Italia
5	Ricardo, UE, 2020	Determining the environmental impact of conventional and alternatively fuelled vehicles through LCA	2020	Report	UK-UE
6	European Environment Agency	Electric vehicles from life cycle and circular economy perspectives TERM 2018: Transport and Environment Reporting Mechanism (TERM) report	2018	Report	UE
7	Del Pero F., Delogu M., Pierini M.	Life Cycle Assessment in the automotive sector: a comparative case	2018	Rivista	Italia
8	Tagliaferri C., Evangelisti S, Acconcia F., Domenech T., Eki Barletta D., Lettieri P.	Life cycle assessment of future electric and hybrid vehicles: A cradle-to-grave systems engineering approach	2016	Rivista	Italia
9	Girardi P., Gargiulo A., Brambilla P.C., 2015	A comparative LCA of an electric vehicle and an internal combustion engine vehicle using the appropriate power mix: the Italian case study	2015	Rivista	Italia
10	Nordelöf A. Messagie M., Til A.M., Soderman M.L., Van M J.	Environmental impacts of hybrid, plug-in hybrid, and battery electric vehicles—what can we learn from life cycle assessment?	2014	Rivista	Svezia-Belgio

Di seguito si riporta una breve sintesi dei lavori selezionati.

1. Buberger et al., 2022: questo studio fornisce confronti olistici delle emissioni totali di gas serra (GHG) del ciclo di vita di un’ampia selezione di autovetture disponibili in commercio con diversi propulsori e fonti di energia. I risultati mostrano che i veicoli convenzionali a benzina e diesel (ICEV) emettono la quantità più alta di gas serra nel ciclo di vita rispetto ai veicoli alimentati da altre risorse energetiche disponibili (BEV). Quando si utilizza l’elettricità verde, i veicoli elettrici ibridi plug-in (PHEV) ed elettrici (BEV) possono ridurre le emissioni totali del ciclo di vita rispetto ai veicoli con motore a combustione rispettivamente del 73 % e dell’89 %. Una simile riduzione delle emissioni è ottenuta dai veicoli alimentati a biogas (81%). I veicoli a celle a combustibile riducono approssimativamente le emissioni di gas a effetto serra in misura del 60% in meno rispetto agli ICEV. Al contrario, i risultati mostrano che i BEV hanno le emissioni più elevate nella fase di produzione.
2. Xia et al., 2022: lo studio consiste in una review di altri lavori e l’obiettivo è quello di analizzare le prestazioni ambientali del ciclo di vita dei veicoli elettrici mediante un confronto con i veicoli a combustione interna. I risultati hanno mostrato che l’impatto ambientale dei

veicoli elettrici nella fase di produzione è superiore a quello degli ICEV a causa della produzione delle batterie. In fase di utilizzo, i veicoli elettrici hanno ottenuto risultati complessivi migliori rispetto all'ICEV, sebbene ciò dipenda in gran parte dalla quota di generazione di energia pulita. Nella fase di riciclaggio, il riutilizzo e la rigenerazione delle batterie ritirate sono utili per migliorare i benefici ambientali dei veicoli elettrici. Considerando l'intero ciclo di vita, i veicoli elettrici hanno il potenziale per migliorare le emissioni di GHG e il consumo di energia fossile; tuttavia, hanno un impatto maggiore rispetto agli ICEV per il consumo di metalli e minerali e il potenziale di tossicità umana.

3. Andersson et al., 2021: il lavoro presenta una LCA per una sola categoria di impatto, ossia l'effetto serra, di un veicolo in cui vengono confrontati vari propulsori (HEV, PHEV, BEV) alimentati con diverse combinazioni di carburanti rinnovabili che includono un carburante fossile al 100%, un biocarburante di prima generazione (E85) e un biocarburante di seconda generazione (HVO). Per la ricarica viene utilizzato il mix elettrico europeo 2020 e confrontato con un mix elettrico a bassa intensità di gas serra. I risultati mostrano che i carburanti rinnovabili hanno un potenziale maggiore di ridurre le emissioni di gas serra del ciclo di vita rispetto a un mix di elettricità a basse emissioni di carbonio. Inoltre, i veicoli ibridi plug-in possono consentire al settore automobilistico di raggiungere obiettivi climatici più ambiziosi rispetto ai veicoli elettrici.
4. Brambilla et al., 2021: lo studio è un aggiornamento dello studio Brambilla P.C., Temporelli A., Mela G. "Analisi LCA di veicoli elettrici, ibridi plug-in e a combustione interna a fronte dell'evoluzione dei veicoli e del parco di generazione elettrico", RSE 2019. Lo studio valuta diverse opzioni per il trasporto privato con la stessa auto nelle versioni elettrica, plug-in, metano, benzina e diesel, convertendo gli impatti anche in termini monetari (esternalità ambientali). Lo studio contiene un'analisi di letteratura inerente agli studi di LCA di batterie per auto che conferma come le emissioni di CO<sub>2</sub>eq., dovute alla produzione/fine vita delle batterie, non siano tali da annullare i vantaggi derivanti dall'uso dei veicoli elettrici rispetto a veicoli tradizionali. Lo studio conferma come la motorizzazione elettrica sia la migliore opzione possibile per la decarbonizzazione, ma che non sia ancora competitiva per quanto riguarda il consumo di risorse minerarie. Infine, attraverso l'applicazione di una metodologia di Life Cycle Costing, lo studio dimostra un migliore risultato per i veicoli elettrici rispetto ai veicoli tradizionali.
5. Ricardo, 2020: il lavoro consiste in uno studio pilota sulla determinazione degli impatti ambientali dei veicoli convenzionali e di quelli alimentati in modo alternativo attraverso la LCA. L'obiettivo di questo studio è migliorare la comprensione degli impatti ambientali dei veicoli stradali e le metodologie per valutarli nel medio-lungo periodo (fino al 2050). Copre una selezione di veicoli leggeri (LDV) e veicoli pesanti (HDV) con diversi tipi di propulsori e che utilizzano diversi tipi di energia. Il fine è quello di determinare i principali impatti e hot spots per le diverse fasi del ciclo di vita. Vengono analizzate quattordici categorie di impatto. I veicoli elettrici risultano migliori rispetto agli ICEV per sette categorie in maniera netta, quattro categorie di impatto sono sfavorevoli ai BEV, mentre altre tre presentano valori simili e confrontabili. Tuttavia, nel prossimo futuro, a causa di una variazione in composizione percentuale del mix elettrico in concomitanza allo sviluppo tecnologico delle batterie e dei

processi produttivi e alla scelta di materiali più leggeri, i BEV risulteranno sempre più sostenibili rispetto agli ICEV.

6. European Environment Agency, 2018: lo studio della EEA è una review, che ha l'obiettivo di riportare le esistenti evidenze degli impatti ambientali delle BEV durante il loro ciclo di vita e, dove possibile, compararle con quelle degli ICEV. Inoltre, lo studio sviluppa un approccio di economia circolare, valutando come essa può contribuire alla riduzione degli impatti. Lo studio mostra come durante il suo ciclo di vita, un tipico BEV in Europa offre una riduzione delle emissioni di gas serra (GHG) rispetto al suo equivalente ICEV. Al contrario, gli effetti dei BEV sulla tossicità umana, sull'ecotossicità e sull'eutrofizzazione delle acque dolci possono essere maggiori rispetto agli ICEV a causa degli impatti associati all'estrazione e alla lavorazione dei metalli e all'estrazione e combustione del carbone per produrre elettricità. Il rapporto mette anche in evidenza che i BEV fanno maggiore ricorso rispetto agli ICEV di *Critical Raw Materials*, in particolare di elementi di terre rare tra i quali neodimio, disprosio e praseodimio (utilizzati 4 volte in più rispetto alle ICEV), cobalto e litio (usati nelle batterie) e di altri minerali quali il manganese, rame e nichel. Per alcuni di questi minerali ci sono problemi di carenza in Europa, cosa che comporta dipendenza nell'approvvigionamento da paesi terzi, in particolare Cina (REE) e Congo (cobalto).
7. Del Pero et al., 2018: questo studio presenta una valutazione comparativa del ciclo di vita dei veicoli con motore a combustione interna (ICEV) e dei veicoli elettrici. L'analisi segue un approccio "dalla culla alla tomba" dell'automobile e valuta il profilo ecologico delle diverse configurazioni di veicoli individuandone i principali punti critici ambientali. Inoltre, viene analizzata anche la dipendenza dell'impatto dal chilometraggio per entrambe le tecnologie con l'individuazione di un punto di pareggio per il quale una tecnologia risulta essere più o meno vantaggiosa rispetto all'altra. L'analisi termina con un confronto che risulta favorevole ai BEV solo per l'effetto serra da 40.000 km in su e per il POCP da 250.000 km in su; per le altre categorie di impatto quali l'acidificazione, la formazione di particolato, la tossicità umana e la diminuzione delle risorse, i BEV risultano sempre peggiori degli ICEV.
8. Tagliaferri et al., 2016: questo studio presenta la valutazione del ciclo di vita di un'auto elettrica basata sulla tecnologia della batteria agli ioni di litio (BEV) per l'Europa e la confronta con un veicolo con motore a combustione interna (ICEV) considerando l'intero ciclo di vita con il fine di individuarne gli *hot spots*. Per i veicoli elettrici sono stati considerati due inventari di produzione e due percorsi di smaltimento dei veicoli. I risultati dell'analisi hanno mostrato che la fase di produzione del BEV ha determinato gli oneri ambientali più elevati principalmente nelle categorie di tossicità a causa dell'uso di metalli nel pacco batterie. Tuttavia, le emissioni di gas serra associate al WTW dei BEV sono risultate pari alla metà di quelle delle ICEV.
9. Girardi et al., 2015: lo studio si pone l'obiettivo di comparare, mediante LCA le prestazioni ambientali di auto elettriche (BEV) e a combustione interna (ICEV), prestando particolare attenzione alla produzione di elettricità attraverso la costruzione di due scenari, 2013 e 2030. Lo studio dimostra che le BEV sono migliori delle ICEV in tutte le categorie di impatto, quali Cambiamenti Climatici, Acidificazione, Formazione di Ossidanti Fotochimici, Formazione di Particolato, Diminuzione delle Risorse ad eccezione di Eutrofizzazione e Tossicità umana. La

produzione di energia elettrica è la principale causa di impatto ambientale per i veicoli a ricarica esterna e la decarbonizzazione del mix elettrico è il passo più importante per massimizzare i miglioramenti ambientali delle BEV rispetto alle ICEV. Il lavoro svolge anche un'analisi spaziale *site specific* dell'ubicazione delle fonti di emissione, mettendo in evidenza che in genere gli inquinanti delle BEV vengono emessi lontano da aree popolate ad alta densità, dove invece sono rilevanti le emissioni di ICEV.

10. Nordelöf et al., 2013: lo studio è una review il cui obiettivo è quello di analizzare diversi studi di LCA, identificandone i risultati convergenti nella stessa direzione per fornire informazioni ai portatori di interesse. Gli studi di LCA analizzati dimostrano che, lungo l'intero ciclo di vita, le emissioni di gas serra dai veicoli BEV sono inferiori a quelle degli ICEV e che questo miglioramento dipende fortemente dal contenuto di fossili del mix elettrico. Quindi, se la produzione di energia elettrica diventa esente da carbonio fossile su scala globale, i veicoli elettrificati con capacità di ricarica esterna, come BEV e PHEV, possono raggiungere il loro pieno potenziale di mitigazione del riscaldamento globale.

## **2. Definizione dell'Obiettivo e del campo di applicazione**

### **2.1. Obiettivi dello Studio**

Tutti gli studi analizzati, comprese le review, hanno finalità o impostazioni comparative: in generale tra ICEV e BEV o in modo più disaggregato tra più propulsori ICEV (gasolio, benzina, metano, GPL, biogas), diversi tipi di ibridi (HEV, PHEV), interamente elettriche (BEV, FCEV) con il fine principale di capire “quale sia la scelta migliore in assoluto” o in determinate categorie di impatto. La maggior parte degli studi analizzati non hanno dato risposta alla prima domanda, poiché nella fase di valutazione di impatto non hanno svolto la fase di valutazione tra le categorie di impatto, ossia il *weighting*; in altre parole non hanno costruito un unico indicatore che permetta di esprimere in modo aggregato il profilo ambientale, ossia le diverse categorie di impatto delle diverse opzioni studiate. Al contrario, la maggior parte degli studi si ferma alla valutazione di impatto a livello delle singole categorie, potendo rispondere così alla domanda “quale sia la scelta migliore” solo in specifiche categorie di impatto analizzate singolarmente.

### **2.2. Unità funzionale**

L'unità funzionale è definita dall'ISO 14040 come la prestazione quantificata di un sistema di prodotto da utilizzare come unità di riferimento. In altre parole, essa rappresenta la misura del servizio che il sistema di prodotto svolge alla quale il singolo, o i molteplici sistemi, vengono riferiti. L'unità funzionale deve essere consistente con l'obiettivo e lo scopo dello studio e deve fornire un riferimento per normalizzare i dati di input e output. Si sottolinea che nei sistemi di trasporto privato su gomma il problema dell'unità funzionale non è tanto il numero di chilometri di percorrenza, quanto il riferimento al chilometraggio totale dell'auto. Poiché la metodologia di LCA si sviluppa in modo lineare, non è importante assumere come unità funzionale la percorrenza di 1, 1.000 o di 100.000 km, ma specificare il chilometraggio totale di vita utile, che è stato spesso riportato pari a 150.000, 180.000, 225.000 e 250.000 km. Come si vedrà meglio nel capitolo 4, l'importanza del chilometraggio totale dipende particolarmente dal fatto che le BEV hanno impatti nella fase di produzione maggiori delle ICEV, quindi, minore è la vita utile, maggiore sarà l'impatto per km delle BEV.

### **2.3. Confini del sistema**

Per quanto riguarda i confini del sistema la maggior parte degli studi analizzati e della letteratura consultata considera l'intero ciclo di vita delle auto, ossia le fasi di estrazione e lavorazione materie prime dei veicoli e delle batterie, l'assemblaggio veicoli, la fase d'uso, lo smaltimento finale con eventuale recupero e riciclo di materiale (vedi Figura 1.6). È assolutamente opportuno quando si effettua la LCA delle auto includere tutte le fasi del ciclo di vita, visto che ognuna di esse può avere una particolare importanza in una determinata categoria di impatto.

### **2.4. Allocazione e scenari di fine vita**

Il problema dell'allocazione si può presentare sia nelle produzioni a merci congiunte sia nella costruzione degli scenari di fine vita: nel primo caso l'allocazione consiste nella ripartizione dei flussi

in input e in output di una filiera tra il prodotto principale del sistema analizzato e i co-prodotti generati dal sistema stesso. La ripartizione avviene di solito secondo procedure economiche, di massa o energetiche. La maggior parte degli studi analizzati non dichiara esplicitamente alcuna procedura di allocazione.

Nella costruzione degli scenari di fine vita, invece, il riutilizzo, il riciclaggio e il recupero di materia e/o di energia possono implicare che i flussi in ingresso e in uscita associati alle unità di processo per l'estrazione e il trattamento delle materie prime e lo smaltimento finale dei prodotti siano condivisi da più di un sistema di prodotti, ossia il sistema di prodotto che fornisce il materiale riciclato e il sistema successivo che utilizza il materiale riciclato. In ambito LCA si può considerare il "recupero" come un processo che ha comportato dei potenziali impatti ambientali (debito ambientale) dovuti al processo di riciclaggio, ma che al contempo ha evitato altri potenziali impatti, ovvero che ha generato una sorta di "credito" ambientale. Per risolvere il problema dell'allocazione bisogna, innanzitutto, definire quanto e a quale sistema attribuire i crediti e i debiti del "recupero" dei materiali.

La letteratura riporta quattro modi per attribuire/ripartire i crediti del fine vita:

- 1) *Approccio 100-0* (o "recycled content", o "cut-off"): in questo approccio il credito è interamente associato al sistema che utilizza in ingresso la materia secondaria (derivante da processi di riciclaggio). Questo approccio è quello adottato dall'International EPD System (EPD, 2013) ed è anche contemplato nella PAS 2050 (BSI, 2011).
- 2) *Approccio 0-100* (o "recyclability substitution", o "End-of-life recycling approach", o "avoided burden" o "substitution approach"): in questo approccio il credito è interamente associato al sistema che genera la materia secondaria (tramite il riciclo). Questo approccio è adottato nella ISO/TS 14067 (ISO, 2013) che dettaglia le linee guida sulla Carbon Footprint di prodotto.
- 3) *Approccio 50-50*: in questo approccio il credito è associato al 50% al sistema che utilizza in ingresso la materia secondaria (derivante da processi di riciclaggio) e al 50% al sistema che genera la materia secondaria. Questo genere di approccio è quello descritto nella "Raccomandazione della Commissione 2013/179/UE".
- 4) *Approccio ibrido*: in questo approccio il credito è associato con percentuali variabili (determinati dalla qualità del materiale riutilizzato e dalla sua disponibilità rispetto alla richiesta di mercato) al sistema che utilizza in ingresso la materia secondaria (derivante da processi di riciclaggio) e al sistema che genera la materia secondaria. Questo approccio è quello definito nella *Circular Footprint Formula* descritta nei «Suggerimenti per l'aggiornamento del metodo di calcolo dell'impronta ambientale di prodotto (PEF)» del 2019 del Joint Research Centre della UE (Zampori et al., 2019).

Gli studi di LCA e la letteratura consultata hanno adottato molto spesso il primo approccio, cut-off e altre volte l'approccio ibrido, usando talvolta la *Circular Footprint Formula*.

Per quanto riguarda la definizione dei dati e dei modelli usati si rimanda al prossimo capitolo.

## **2.5. Metodi di LCIA e categorie di impatto**

I lavori analizzati utilizzano diversi metodi e valutano diverse categorie di impatto. In generale alcuni studi di LCA si focalizzano solo sui cambiamenti climatici, fornendo un'analisi limitata dell'impatto

ambientale delle autovetture, visto che mancano tutti gli altri aspetti. Per quanto i cambiamenti climatici rappresentino la categoria di impatto per la quale ci sono le maggiori attenzioni, preoccupazioni e impegni a livello planetario e per quanto nella metodologia di LCA la categoria di Global Warming Potentials sia quella con la maggiore robustezza, i cambiamenti climatici rappresentano solo una categoria di impatto; si ritiene che considerazioni riguardanti l'intero profilo ambientale delle BEV o delle ICEV possano essere assunte solo se si guarda anche a tutte le altre categorie di impatto. Solo gli studi che guardano all'intero profilo ambientale di BEV e ICEV sono in grado di coglierne tutte le problematiche e proporre strategie da perseguire al fine del raggiungimento delle migliori soluzioni per la salvaguardia dell'ambiente, della salute umana e delle risorse.

Gli studi che si occupano di più categorie di impatto utilizzano differenti metodi (es. ILCD, EF, Recipe, CML e altri) caratterizzati da una diversa selezione delle categorie impatto o da diversi indicatori e fattori di caratterizzazione della stessa categoria di impatto. Alcune categorie di impatto, come ad esempio il riscaldamento globale, applicano metodi consolidati e univoci (es. IPCC 2013 e aggiornamenti), hanno elevata robustezza e vengono utilizzati in quasi tutti gli studi di LCA. Invece, altre categorie di impatto, come la tossicità, utilizzano metodi di valutazione diversi con minore robustezza. Il metodo più utilizzato a livello Europeo è "Environmental Footprint" della Commissione Europea (Sala et al., 2018) del quale si riportano in Tabella 2.1 i set di pesi per la fase di *weighting*, i fattori di robustezza e i fattori di ponderazione risultanti per tutte le categorie di impatto.

Tabella 2-1: Set di pesi, fattori di robustezza, fattori di ponderazione finali per tutte le categorie di impatto

	Set di pesi aggregati	Fattori di robustezza	Coefficienti intermedi	Fattori di ponderazione finali (inclusa la robustezza)
	(A)	(B)	C=A*B	C scaled to 100
Riscaldamento globale	12,90	0,87	11,18	21,06
Riduzione dell'ozono	5,58	0,60	3,35	6,31
Tossicità umana, cancerogena	6,80	0,17	1,13	2,13
Tossicità umana, non cancerogena	5,88	0,17	0,98	1,84
Formazione di particolato	5,49	0,87	4,76	8,96
Radiazioni ionizzanti	5,70	0,47	2,66	5,01
Formazione di ozono fotochimico	4,76	0,53	2,54	4,78
Acidificazione	4,94	0,67	3,29	6,20
Eutrofizzazione, Terrestre	2,95	0,67	1,97	3,71
Eutrofizzazione, acque dolci	3,19	0,47	1,49	2,80
Eutrofizzazione, marina	2,94	0,53	1,57	2,96
Ecotossicità delle acque dolci	6,12	0,17	1,02	1,92
Uso del suolo	9,04	0,47	4,22	7,94
Uso dell'acqua	9,69	0,47	4,52	8,51
Uso delle risorse, minerali e metalli	6,68	0,60	4,01	7,55
Uso delle risorse, fossili	7,37	0,60	4,42	8,32

Fonte: Sala et al., 2018

### 3. Analisi di inventario

Il capitolo seguente è basato sull'analisi di inventario risultante dalla consultazione dei lavori analizzati. La valutazione dettagliata di questi studi evidenzia l'uso di diverse fonti di dati e modelli che potrebbero avere impatti sulla successiva fase di valutazione di impatto. Altri studi, invece, sono review (EEA, 2018) (Nordelöf et al., 2014) (Xia et al., 2022) di ulteriori articoli e per questo non sono provvisti di un proprio inventario dedicato.

La revisione della letteratura ha permesso di individuare diverse linee guida generali utilizzate come riferimento per lo sviluppo della metodologia applicata. Le norme ISO 14040/2006 e ISO 14044/2006 (aggiornate nel 2021) indicano gli standard di riferimento per il ciclo di vita di un prodotto; il manuale ILCD (JRC, 2010) costituisce la guida più dettagliata degli aspetti metodologici in conformità alle ISO 14040; la PEF, "Product Environmental Footprint" (CE, 2013) (CE, 2021) costituisce il *framework* europeo per il calcolo, la valutazione, la convalida di parte terza dell'impronta ambientale dei prodotti e dei servizi ed è basata sulla metodologia di LCA ISO 14040, ma introduce aspetti aggiuntivi (ad esempio la *Circular Footprint Formula*) ed è sempre affiancata e integrata dalle PEFCR, "Product Environmental Footprint Category Rules" (JRC, 2018) per determinate categorie di prodotto. Per esempio, di notevole importanza sono le PEFCR per le batterie (Recharge, 2018) (PEFCR for High Specific Energy Rechargeable Batteries for Mobile Applications). Altri modelli più specifici utilizzati sono le Linee Guida eLCAR per la mobilità elettrica (eLCAR, 2013) e la Guida FC-Hy per l'idrogeno (FC-Hy, 2011), utilizzati in "Riccardo, 2020". Anche la normativa di riferimento è di fondamentale importanza per acquisire informazioni come il già citato "Regolamento (UE) 2019/631" del 17 aprile 2019.

I modelli utilizzati dipendono anche dall'obiettivo del lavoro per il quale sono stati adoperati. Studi dettagliati su un particolare progetto/sistema analizzato prevedono modellazioni e simulazioni specifiche a volte appositamente costruite per lo studio. "Buberger et al., 2022" basandosi sui dati derivati dal modello WLTP, "Worldwide Harmonized Light Vehicles Test Procedure" (ECE/TRANS/180 Add, 15) sviluppa una serie di formule per determinare le emissioni di diversi propulsori. Studi a più ampio spettro (Riccardo, 2020), invece, utilizzano modelli più o meno semplici derivati dalla letteratura (per es. Hawkins et al., 2013) o più complessi (es. PSI/EMPA/ETHZ, 2016) per una simulazione più completa del veicolo per la determinazione del consumo energetico.

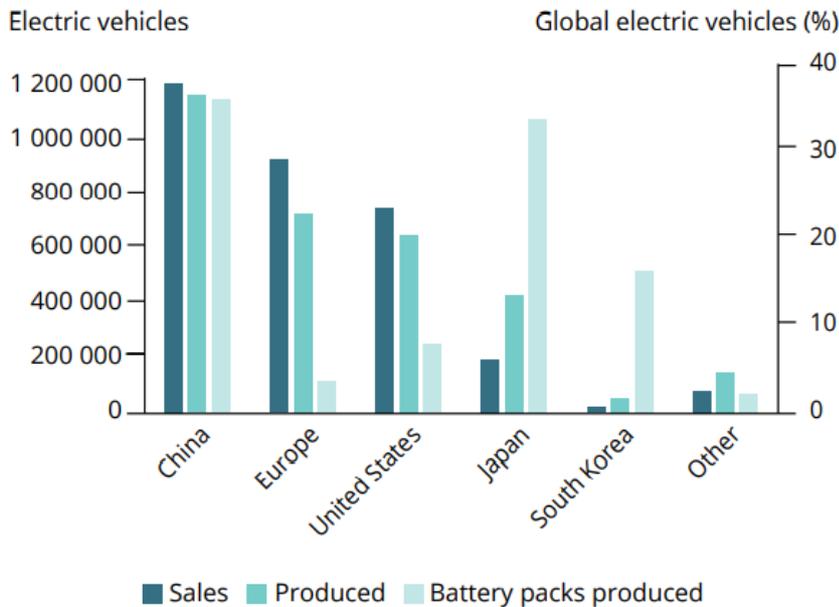
I dati sono nella maggior parte dei casi presi dal Database *Ecoinvent*, in taluni casi associato ad altri modelli o ipotesi per colmare lacune nei dati (Riccardo, 2020; Brambilla et al. 2021; Girardi et al. 2015 e Girardi et al 2019). In altri casi i dati sono presi direttamente dalle schede tecniche pubblicate della gamma di veicoli analizzati o da questionari rivolti direttamente all'azienda automobilistica o altri stakeholders.

Più in generale, le diverse fasi del ciclo di vita vengono trattate e gestite in diversa maniera in funzione dei dati disponibili, dell'area geografica di interesse, della provenienza delle materie prime o della località in cui avviene la produzione e/o l'assemblaggio dei veicoli e batterie.

La **produzione** del veicolo spesso è aggregata alla produzione della batteria. In "Girardi et al., 2019" l'auto studiata è prodotta e assemblata in Germania. I dati dell'elettricità consumata in questa fase

sono presi dalla banca dati *Ecoinvent* relativi alla Germania. Le batterie sono generalmente prodotte in Cina, Giappone e Corea del Sud come si evince da Figura 3.1.

Figura 3-1: Numero di veicoli elettrici leggeri per passeggeri venduti, prodotti e pacchi batteria prodotti in diverse regioni del mondo tra il 2010 e il 2017



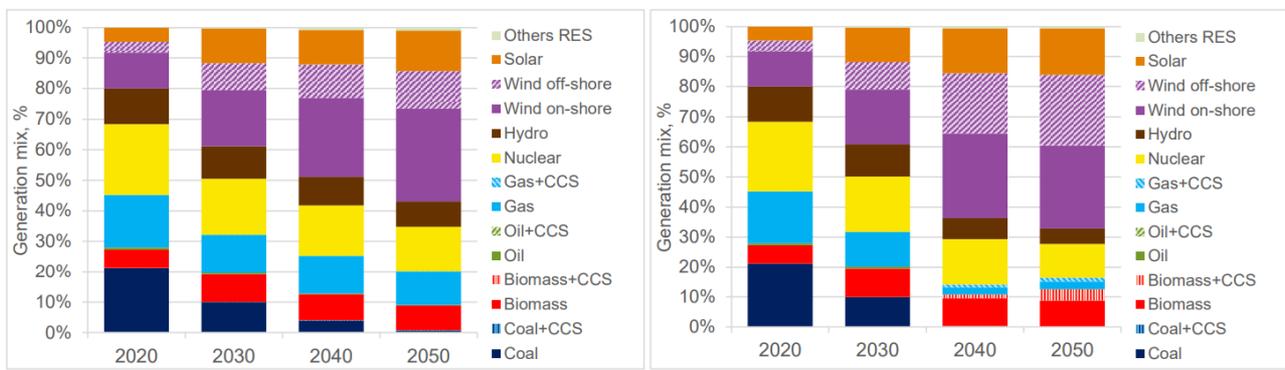
Fonte: EEA, 2018

Quest'ultimo Stato è quello dal quale provengono le batterie montate sulle volkswagen (dati *Ecoinvent* relativi alla Corea del Sud). Per lavori con modelli specifici di auto relativi ad un determinato marchio è stato considerato il dataset di *Ecoinvent* relativo al mix energetico di quello Stato. I materiali necessari per la produzione dell'autoveicolo sono invece presi da dataset *Ecoinvent* europei o globali. In particolare, in "Anderson et al., 2022" e in "Riccardo, 2020" i dati *Ecoinvent* sono stati corretti attraverso il modello GREET per colmare lacune nei dati di produzione. Inoltre, è stato implementato anche per analizzare la fase di **fine vita** (EoL) delle stesse autovetture, basata su dati *Ecoinvent*. In "Del Pero et al. 2018" la raccolta dati avviene mediante specifici questionari riguardanti materiali, composizioni materiche e tecnologie di fabbricazione.

I dati della fase **Well-To-Tank (WTT)** fanno riferimento sia alla catena di approvvigionamento del carburante che dell'energia elettrica e si basano quasi sempre sui dati *Ecoinvent*. Il mix elettrico viene valutato attraverso le tecnologie marginali, ovvero il mix di tecnologie che interverrebbero a produrre l'energia elettrica aggiuntiva richiesta dai veicoli elettrici durante gli orari di ricarica, utilizzando i dati forniti dal GME, "Gestori Mercati Energetici S.p.A." (GME, 2012) e corretti attraverso i dati statistici di TERNA, "Gestore della Rete di Trasmissione Italiano" (TERNA, 2014). Le emissioni (CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, PM10, PM2,5) sono calcolate sulla base di 50 dichiarazioni ambientali di centrali elettriche registrate da EMAS, "Environmental Management and Audit Scheme". Il mix elettrico al 2030 è stimato attraverso i dati ISTAT e "Launati et al., 2011", basato su due modelli: MATISSE (Cavicchioli et al., 2006 e Borgarello et al., 2009) e MTSIM, "Medium Tern SIMulator (Zani et al., 2009). I dati al 2030 fanno riferimento al Progetto Needs (Schnler et al., 2009) relativo alle centrali elettriche.

“Girardi et al., 2019” considerano un aggiornamento dei dati precedentemente citati per “Girardi et al., 2015”. Il mix elettrico necessario per la ricarica delle batterie è specifico per lo scenario italiano. Il mix dei combustibili fossili è preso dal Ministero dello Sviluppo Economico, Direzione generale per le Risorse Minerarie ed Energetiche (2015) e dal Ministero dello Sviluppo Economico, Direzione generale per la Sicurezza e l’Approvvigionamento energetico e infrastrutturale (2016). In “Del Pero et al., 2018” si assume il mix energetico medio europeo per la produzione di energia elettrica consumata dal BEV. “Riccardo, 2020”, invece, ipotizza due diversi scenari per il mix energetico ognuno dei quali si sviluppa a partire dal 2020 fino al 2050 (Figura 5.1), uno di base (scenario di base) e uno che prevede il rispetto degli obiettivi dell’accordo di Parigi di mantenere l’aumento della temperatura globale ad un massimo di 1,5 °C (scenario Tech1.5).

Figura 3-2: Composizione percentuale ipotetica del mix elettrico medio dell’UE nei due scenari di riferimento: base e Tech 1.5



Fonte: Riccardo, 2020

I dati provengono da modelli energetici CE, AIE, EUROSTAT o da database quali *Ecoinvent* o *BioEM*. Inoltre, sono incluse le perdite stimate attraverso il modello EC PRIMES per l’UE e la modellazione AIE per le regioni al di fuori della Comunità Europea sempre sulla base di dati *Ecoinvent*. Per i dati relativi alla produzione di carburanti si utilizzano il Database *Ecoinvent*, spesso integrato dal modello GREET per la stima delle emissioni. “Riccardo, 2020” ipotizza anche cambiamenti futuri del mix di carburante verso una riduzione dei carburanti convenzionali a favore di quelli bio.

La fase d’uso o **Tank-To-Whell (TTW)** è quella che ha subito maggiore variabilità a seconda dello studio. Le emissioni sono state calcolate in alcuni casi usando come riferimento il test NEDC (New European Driving Cycle) che sottostima i dati (infatti, per studi antecedenti al 2017 gli autori hanno preferito riferimenti differenti per i quali si ottenevano risultati di consumo più realistici (Celaschi et al., 2013) (Anair and Mahmassani, 2012) (Girardi, 2013). Il NEDC è stato sostituito nel 2017 dal modello WLTP (Worldwide Harmonized Light Vehicles Test Procedure) molto più realistico. Per le auto vengo considerate le emissioni generate secondo diversi cicli di guida (urbano, extra-urbano, rurale e combinato). La stima dei fattori di emissione solitamente avviene mediante il modello COPER (Ntziachristos et al., 2009) in “Riccardo, 2020”, “Girardi et al., 2015”, “Girardi et al., 2019”, “Brambilla et al., 2019”. “Girardi et al. 2015” utilizzano i dati italiani del NIR (National Inventory Report), dati ISPRA. In “Girardi et al. 2019” la stima delle emissioni in ciclo urbano è eseguita utilizzando i dati della “US Environmental Protection Agency”. In “Del Pero et al., 2018”, considerando le emissioni di scarico, per l’ICEV il contributo è determinato in base al consumo di

carburante e ai valori di emissione standard EURO 5 attraverso equazioni prese da un precedente articolo (Del Pero et al., 2017). Il consumo energetico dovuto alla fase di utilizzo è calcolato attraverso un modello analitico di simulazione basato sulla dinamica del veicolo e implementato nel software AMESim t (Siemens PLM software, 2015).

Le tabelle indicate in questo paragrafo fanno riferimento ai dati utilizzati e ricavati nei lavori oggetto di revisione. La loro rappresentazione è a scopo esemplificativo col fine di comprendere l'unità di misura delle grandezze in questione.

Tabella 3-1: Specifiche tecniche dei modelli della Kia Niro

Propulsore	HEV	PHEV	BEV
Motore	1,6 L 4 cilindri benzina	1,6 L 4 cilindri benzina	
Tipo di batteria	Polimero di ioni di litio	Polimero di ioni di litio	Polimero di ioni di litio
Capacità batterie (kWh)	1,6	8,9	64
Massa della batteria (kg)	33	117	457
Consumo carburante WLTP (L/100 km)	4,8	1,4	0
Consumo di energia elettrica WLTP (kWh/100L)	0	Nessun dato	15,9
CO <sub>2</sub> WLTP (g/km)	110	31	0

Fonte: Anderson et al., 2021

Tabella 3-2: Principali caratteristiche dei veicoli messi a confronto (dati: VW Italia)

Modello VW	Alimentazione	Peso veicolo (kg)	Peso batteria (kg)	Capacità batteria (kWh)	Potenza max motore (kW)	Coppia massima (Nm)
e-Golf 2017	Elettrica	1249	318	35,8	100	290
Golf TSI 1,5 L	Benzina	1315	-	-	96	200 – 1400
Golf TDI 2,0 L	Diesel	1397	-	-	110	320 – 1750
Golf TGI 1,4 L	Metano (CNG)	1485	-	-	150	200 – 1400
Golf GTE ibrida plug-in	Benzina-elettrico	1599	120	8,7		250 – 1600

Fonte: Brambilla et al. 2021

Tabella 3-3: Consumi dei veicoli considerati in questo studio

Motorizzazione	UM consumo	Consumo urbano	Consumo extra-urbano	Consumo combinato
Golf 1,5L TSI	L/100 km	8,49	6,10	6,59
Golf 2,0L TDI	L/100km	6,98	5,10	5,48
1,5 TGI DSG	kg/100 km	6,14	4,32	4,69
Golf 2,0L TDI sens*	L/100 km	6,05	4,42	4,75
eGolf	kWh/100 km	16,78	18,64	18,26
Golf GTE	L/100 km	0	1,6	1,27
	kWh/100 km	16,78	12	12,98

\*modello corrispondente alla motorizzazione da 130 CV (96 kW)

Fonte: Brambilla et al. 2021

Tabella 3-4: Fattori emissivi ISPRA 2018 in ciclo di guida urbano per PAH e POP, stimati a partire dai corrispondenti fattori emissivi in ciclo di guida totale applicando il fattore correttivo

Emissione per unità di carburante	Tipo di compost	Benzina	Diesel	Ibrido benzina	Gas naturale compresso	GPL
Benzene t/t	PAH	5,14E-05	2,19E-07	6,02E-05	0,00E+00	0,00E+00
indeno_1_2_3_cd_pyrene t/t	PAH	1,85E-08	2,88E-08	2,93E-08	8,74E-09	7,88E-10
benzo_k_fluoranthene t/t	PAH	1,23E-08	8,38E-09	1,95E-08	5,83E-09	7,88E-10
benzo_b_fluoranthene t/t	PAH	1,71E-08	2,46E-08	2,70E-08	8,07E-09	0,00E+00
benzo_a_pyrene t/t	PAH	1,52E-08	1,34E-08	2,40E-08	7,17E-09	7,88E-10
Dioxins t/t	POP	1,28E-13	8,38E-15	2,03E-13	6,05E-14	2,13E-13
Furans t/t	POP	1,94E-13	1,23E-14	3,08E-13	9,19E-14	3,23E-13

Fonte: Brambilla et al. 2021

Tabella 3-5: Fattori emissivi ISPRA 2018 in ciclo di guida urbano per veicoli di media taglia utilizzati in "Brambilla et al., 2021"

Per unità di carburante	Benzina	Diesel	Ibrido benzina	Gas naturale compresso	GPL
CO t/t	2,22E-02	1,34E-03	3,07E-02	1,34E-02	1,58E-02
NOx t/t	1,69E-03	7,18E-03	1,94E-03	1,31E-03	5,59E-04
NMVOG t/t	5,55E-03	3,14E-05	8,30E-03	1,16E-03	1,51E-03
CH4 t/t	7,96E-04	1,92E-06	1,28E-03	1,30E-03	1,44E-04
N2O t/t	2,44E-05	2,31E-04	1,23E-04	2,42E-05	5,40E-05
NH3 t/t	1,93E-04	1,79E-04	1,08E-04	1,65E-04	2,87E-04
PM2.5 t/t (exhaust)	2,01E-05	5,13E-05	2,01E-05	1,37E-05	6,39E-06
CO2 t/t	3,21E+00	3,18E+00	3,21E+00	2,77E+00	2,89E+00
SO2 t/t	1,12E-05	1,47E-05	1,12E-05	0,00E+00	0,00E+00
Pb kg/t	4,60E-11	6,36E-11	1,10E-10	4,72E-11	6,31E-11
Cadmium kg/t	6,53E-09	8,78E-09	1,54E-08	6,48E-09	8,67E-09
Copper kg/t	1,08E-06	1,50E-06	2,59E-06	1,11E-06	1,48E-06
Chromium kg/t	3,31E-08	4,53E-08	7,03E-08	2,73E-08	3,65E-08
Nickel kg/t	4,66E-08	6,13E-08	1,08E-07	4,53E-08	6,06E-08
Selenium kg/t	6,50E-09	8,80E-09	1,53E-08	6,45E-09	8,63E-09
Zinc kg/t	6,58E-07	8,80E-07	1,53E-06	6,39E-07	8,56E-07

Fonte: Brambilla et al. 2021

## 4. Fase di Valutazione di Impatto (LCIA) e Interpretazione

### 4.1. Contributi delle Categorie di impatto: Caratterizzazione

La maggior parte degli studi di LCA analizzati nel presente rapporto e consultati giunge alla conclusione che gli xEV risultano migliori degli ICEV nelle seguenti categorie di impatto (gli acronimi delle categorie di impatto sono utilizzati come sinonimi, visto che gli studi talvolta usano acronimi diversi):

- Cambiamenti Climatici (GWP) (CC)
- Formazione di ozono fotochimico (POCP) (FO)
- Particolato (PM) (PMF)
- Acidificazione (AP) (AcidP)
- Domanda Cumulativa di Energia (CED)
- Diminuzione delle risorse abiotiche, energia fossile (ARD\_FE) (ADP\_FE) (CR\_E)
- Scarsità di acqua (WaterS)

Gli xEV risultano invece peggiori degli ICEV nelle seguenti categorie di impatto:

- Diminuzione delle risorse abiotiche, minerali e metalli (ARD\_MM) (CR\_M)
- Radiazioni ionizzanti (IRP)
- Diminuzione dello strato di ozono (ODP)
- Uso del suolo (LandU) (LUC)

Si verifica una situazione di differenza minima tra xEV e ICEV e di divergenza tra i diversi studi per:

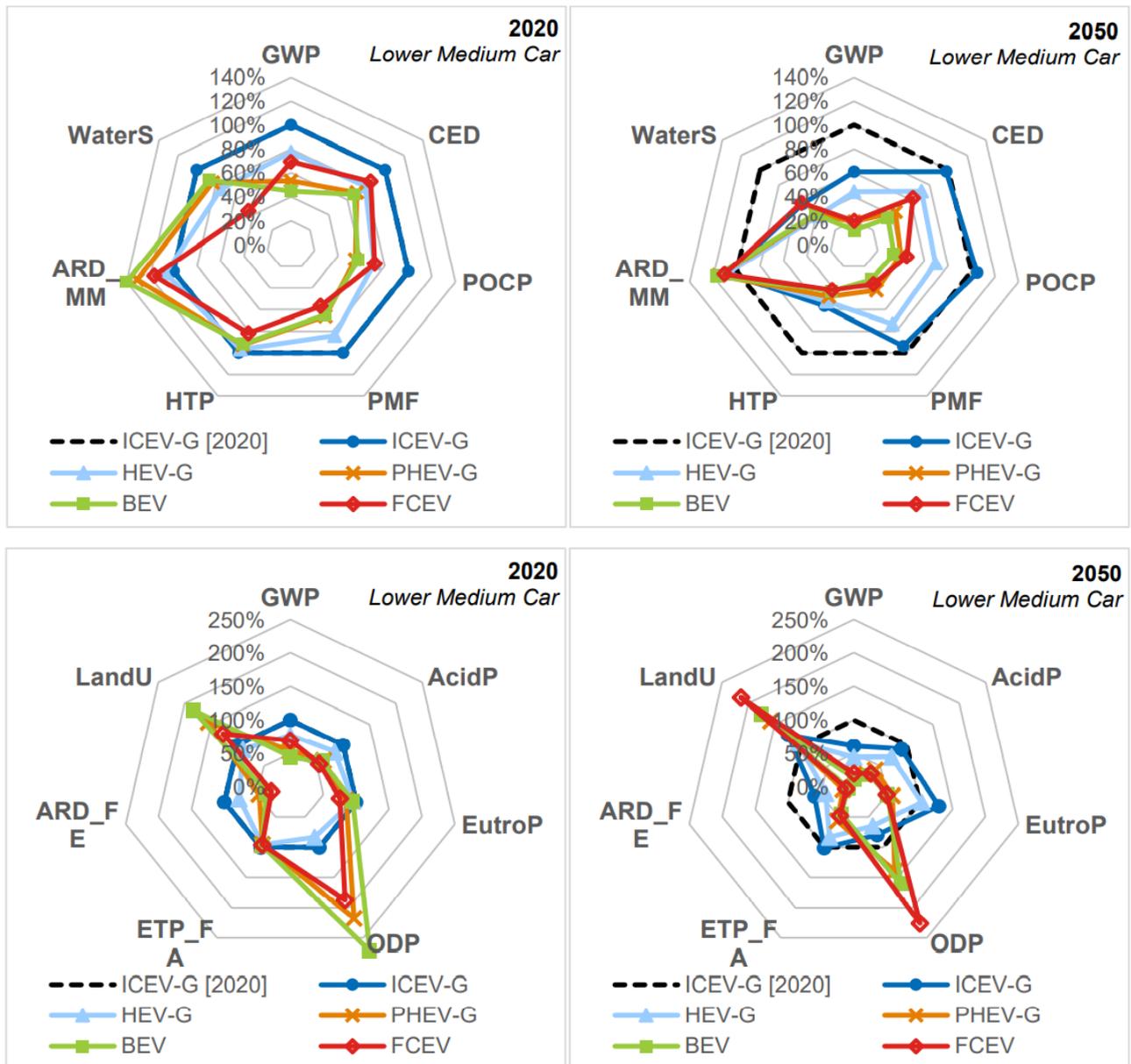
- Tossicità umana (HTP) (HT); alcuni studi la dividono in “non cancerogena” (TU\_NC)“ e “cancerogena” (TU\_C)
- Eco Tossicità delle Acque dolci (ETP\_FA)
- Eutrofizzazione delle acque (NP) (EutroP) (EP)

Quanto detto lo si evince in Figura 4.1 (lato sinistro) (Ricardo, 2020), dove si osserva il confronto al 2020 delle prestazioni di propulsori generici a combustione interna (ICEV), ibridi (HEV, PHEV) ed interamente elettrici (BEV, FCEV). Il grafico mostra l'incremento o il decremento in percentuale per ciascuna categoria di impatto normalizzata al 100% rispetto a quelle rappresentative del propulsore ICEV-G. Si specifica che il carburante selezionato per l'alimentazione dei motori a scoppio e ibridi è la benzina (“G”, gasoline).

La Figura 4.1 (lato destro) descrive l'ipotetico cambiamento al 2050 in termini di impatto ambientale dei propulsori in questione. Si evince un netto miglioramento per tutte le motorizzazioni a causa delle prospettive future proposte in “Ricardo, 2020” (scenario Tech1.5). Sostanzialmente le migliorie riguardano un diverso mix elettrico costituito in quantità maggiore da fonti rinnovabili a discapito dei carburanti fossili (decarbonizzazione del mix elettrico europeo), miscele di carburanti caratterizzate da una maggiore composizione percentuale di combustibili biogenici, miglioramento della scelta dei materiali (più leggeri, più facilmente reperibili), il loro trattamento (sostanze chimiche utilizzate), la maggiore tecnologia (autonomia delle batterie elettriche), la gestione più virtuosa per il fine vita dei materiali/componenti utilizzati per l'autovettura. Nello scenario futuro le ICEV restano peggiori per le stesse categorie di impatto, inoltre aumenta il divario anche fra quelle categorie che al 2020 presentavano una situazione analoga per i diversi propulsori. Infatti, al 2050 (secondo lo scenario Tech1.5 di Ricardo, 2020), anche l'EutroP, l'HTP, e l'ETP\_FA risultano peggiori per gli ICEV,

aumentando, così, il numero delle categorie di impatto per le quali i BEV risulteranno più sostenibili degli ICEV. Restano invariate, tuttavia, quelle categorie tipicamente più rilevanti per i BEV: ARD\_MM, LandU, ODP.

Figura 4-1: Confronto fra diversi tipi di propulsori per categorie di impatto al 2020 e al 2050 (scenario Tech1.5)

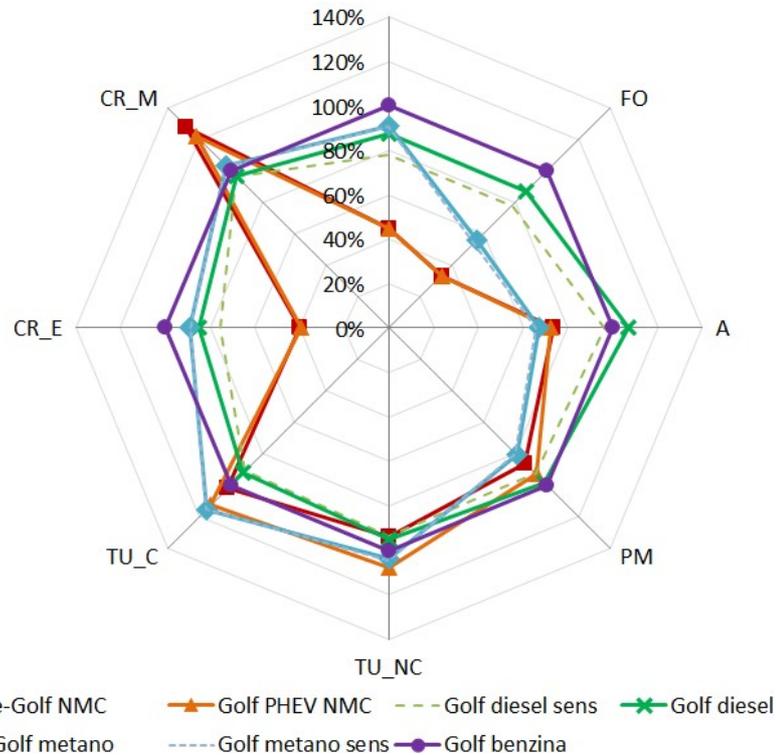


Fonte: Ricardo, 2018

Il lavoro di “Brambilla et al., 2021” in Figura 4.2 mostra il confronto tra gli impatti potenziali dei veicoli in ciclo di guida urbano, considerando tutte le fasi del ciclo di vita. Si può notare che l’auto elettrica mostra le prestazioni migliori in assoluto per Cambiamenti Climatici (CC), Formazione di ozono fotochimico (FO), Diminuzione delle Risorse fossili (CR\_E) Acidificazione (A), Particolato (PM). Per la tossicità, distinta in questo studio in “cancerogena” e “non cancerogena”, si conferma una prestazione abbastanza simile fra BEV e ICEV con un leggero miglioramento degli xEV. Resta invariato

il risultato peggiore degli xEV rispetto agli ICEV per la categoria di Diminuzione delle risorse abiotiche, minerali e metalli (CR\_M).

Figura 4-2: Confronto fra diversi tipi di propulsori per categorie di impatto 2020



Fonte: Brambilla et. al., 2021

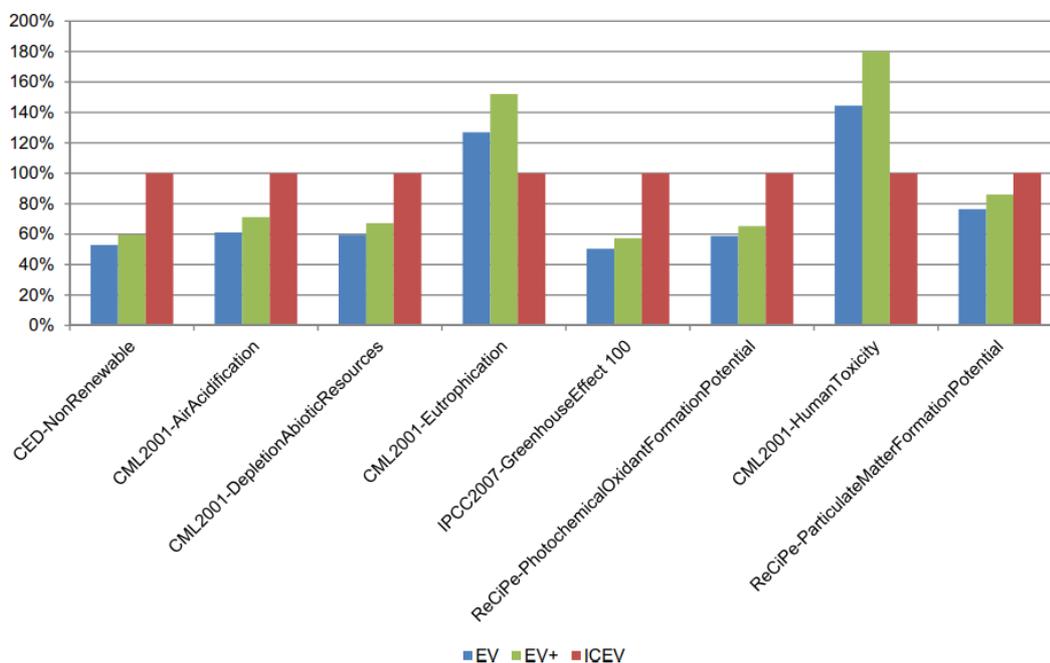
“Girardi et al, 2015” effettuano la caratterizzazione fra tre propulsori: EV, EV+ (ossia EV con una vita di batteria più limitata e più alti consumi) e ICEV a benzina. Dalla Figura 4.3 si nota che per le categorie di impatto di effetto serra, acidificazione, esaurimento delle risorse abiotiche, domanda cumulativa di energia non rinnovabile, formazione di particolato e potenziale di formazione di ossidanti fotochimici, gli impatti dell’ICEV sono superiori rispetto agli impatti dei veicoli elettrici.

Questi risultati confermano quanto esposto dagli studi precedentemente analizzati, con la sola differenza dell’ADP che qui risulta migliore per gli EV, al contrario degli studi precedenti. Questo dipende dal fatto che i due studi precedenti analizzano separatamente questa categoria di “Diminuzione delle risorse abiotiche ADP”, nelle due sotto-categorie di “Diminuzione delle risorse abiotiche energia fossile (ARD\_FE)” e “Diminuzione delle risorse abiotiche, minerali e metalli (ARD\_MM)”. I risultati derivanti dall’unica categoria aggregata ADP non permettono di apprezzare il peggior risultato dell’elettrico sull’uso delle risorse minerarie di metalli, come si evince dalla maggior parte degli studi analizzati.

L’Eutrofizzazione e tossicità umana sono le uniche categorie di impatto ambientale in cui le ICEV hanno prestazioni migliori di EV. In entrambe queste categorie di impatto, in particolare per la HT, le EV risultano peggiori per la produzione delle batterie a causa delle quantità aggiuntive di rame e nichel, con conseguenti emissioni tossiche che si verificano principalmente nello smaltimento degli scarti di miniera associati all’estrazione di questi metalli. Allo stesso modo, contribuisce anche l’uso del carbone per la produzione di energia elettrica. Queste attività si svolgono nei

paesi dove sono ubicate le miniere e in cui le prescrizioni normative per la salute e la sicurezza sono meno rigorose di quanto non lo siano nell'UE.

Figura 4-3: Impatti potenziali di diverse motorizzazioni



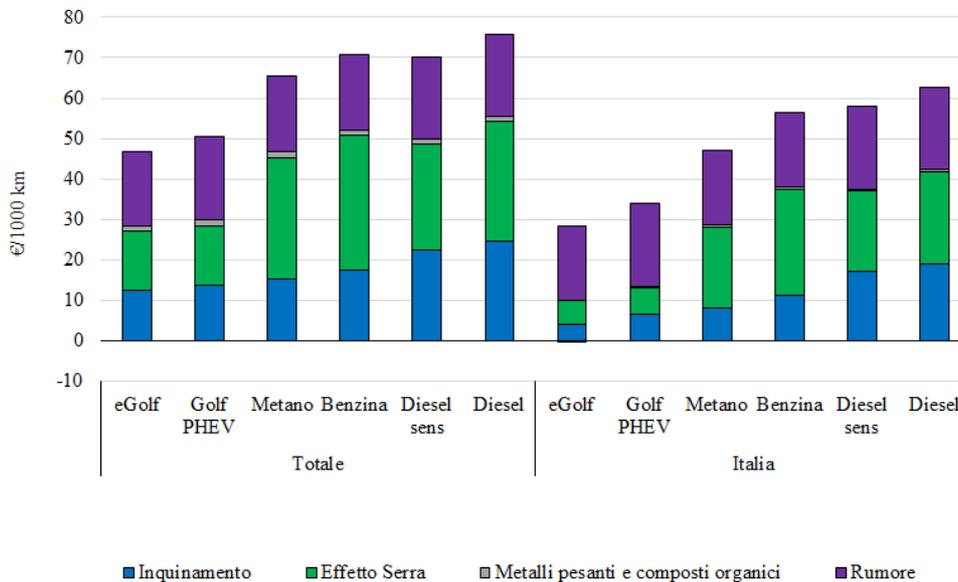
Fonte: Girardi et al., 2015

Tuttavia, per comprendere l'impatto di ICEV e BEV sulla salute umana è importante conoscere dove si verificano le emissioni. Nei centri urbani, emissioni stradali di NO<sub>x</sub>, PM, idrocarburi e altri inquinanti da ICEV e da altre fonti possono portare a concentrazioni locali molto elevate in aree vicine a dove le persone vivono e lavorano con un impatto sostanziale sulla salute. Al contrario, le emissioni delle miniere, delle centrali elettriche o delle aree industriali tendono a verificarsi generalmente lontano da aree densamente popolate. In altre parole, è molto probabile che il passaggio dalle emissioni principalmente urbane a quelle prevalentemente extraurbane porti a una minore esposizione umana complessiva nella maggior parte delle aree urbane, sebbene con un aumento dell'esposizione in alcune aree extraurbane. Non si tratta di spostare gli inquinanti da un'area spaziale ad un'altra, bensì di minimizzare gli inquinanti emessi in un'area densamente popolata e fare in modo che quelli emessi in aree extraurbane, ossia in aree nettamente meno popolate, abbiano il minor impatto possibile adottando le migliori scelte tecnologiche e di riduzione delle emissioni. Per questo motivo, si ritiene che la tossicità umana maggiore dei BEV non possa prescindere dalla considerazione del luogo in cui le emissioni avvengono.

A causa dell'opportunità di adottare anche un approccio *site-specific*, oltre a quello tipicamente *site-independent* della LCA, il lavoro di "Brambilla et al. 20212, nella Figura 4.4, mostra i costi esterni di natura strettamente ambientale: le motorizzazioni elettriche e plug-in mostrano valori molto simili di costi esterni (rispettivamente di 47 e 51 €/1000 km) e sono le auto dalle migliori prestazioni. Seguono l'auto a metano (con 65 €/1000 km), quella a benzina (71 €/1000 km) e quella diesel (76 €/1000 km). Per le motorizzazioni benzina e diesel oltre l'80% di tali costi esterni ricadono in Italia o sono legati ad emissioni che avvengono in Italia, mentre per gli xEV solo il 40% circa di questi

costi avviene in Italia. I costi esterni sono stati calcolati con un approccio di tipo *Impact Pathway Analysis* (IPA) (EC, 2009) in cui il carico ambientale delle emissioni è sottoposto ad un approccio *site-dependent*, ossia è correlato al recettore che colpirà, al danno e al costo esterno che provocherà in termini di disabilità e mortalità.

Figura 4-4: Costi esterni di natura ambientale in diversi veicoli



Fonte: Brambilla et al., 2021

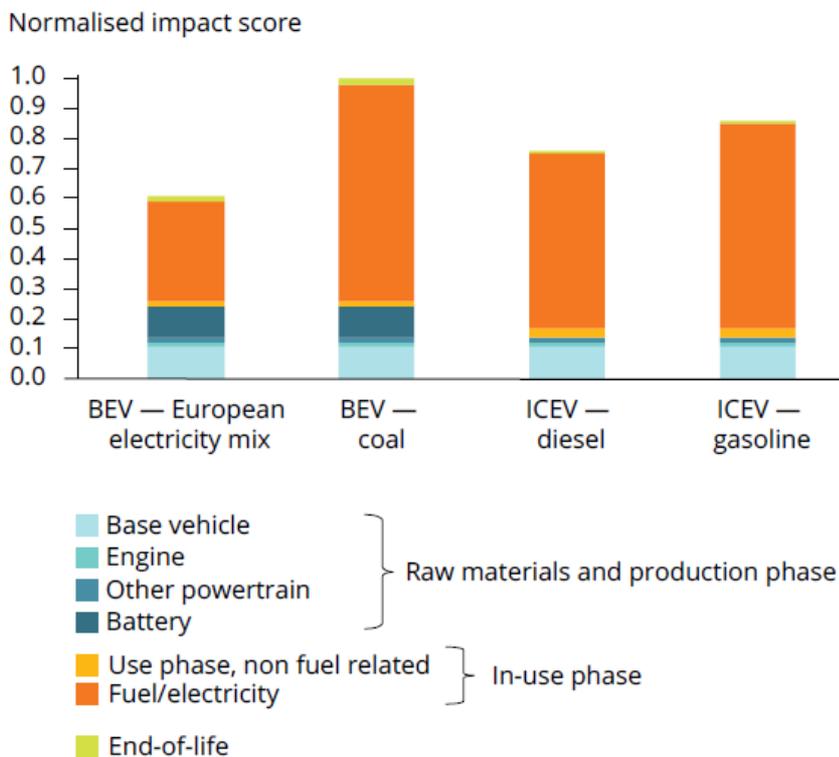
Nel prosieguo si tratteranno le principali categorie di impatto che sono state valutate dalla maggior parte degli studi consultati. I grafici mostrati per le categorie di impatto successive offrono un confronto fra diversi tipi di propulsori ICEV o xEV per la categoria di impatto analizzata. I propulsori a combustione interna e ibridi presentano dati per diverse combinazioni di carburante (benzina o diesel). I diagrammi sono stati costruiti considerando la combinazione più impattante per una data categoria di impatto. Definito ciò, la comparazione è stata fatta al 2020 e al 2050 (scenario Tech1.5), dato che nella maggior parte dei casi si prevede una variazione nel futuro. Per quelle categorie di impatto ove la combinazione di carburante, a parità di propulsore, mostra differenze significative, si è preferito sviluppare i diagrammi considerando contemporaneamente la benzina e il gasolio. Analogamente, per le categorie che nel 2050 non indicano significative variazioni rispetto al 2020, si è preferito rappresentare i soli dati al tempo attuale.

## 4.2. Cambiamenti Climatici (GWP) (CC)

La letteratura sulla LCA dei BEV è caratterizzata da una particolare attenzione agli impatti del cambiamento climatico. Le emissioni di gas a effetto serra del ciclo di vita comparativo di BEV e ICEV dipendono da una serie di fattori, tra cui il mix di energia elettrica, il carburante utilizzato, la dimensione (o taglia) del veicolo considerato, il chilometraggio della vita utile. Durante tutto il suo ciclo di vita, un tipico BEV in Europa è caratterizzato da una riduzione delle emissioni di gas serra (GHG) e, di conseguenza, del Global Warming Potential (GWP), rispetto al suo equivalente ICEV. “Hawkins et al. 2013”, in linea con successivi studi (Ellingsen et al., 2016) (Ellingsen et al., 2018) (EEA, 2018), utilizzando il mix elettrico medio europeo, hanno ottenuto una riduzione del GWP nel ciclo di vita dei veicoli BEV rispetto a veicoli diesel e benzina rispettivamente del 17-21%

e del 26-30 % (Figura 4.5). Considerata la rilevanza della categoria di impatto “Cambiamenti Climatici” negli studi di LCA, la stessa è stata trattata in modo più ampio rispetto alle altre categorie.

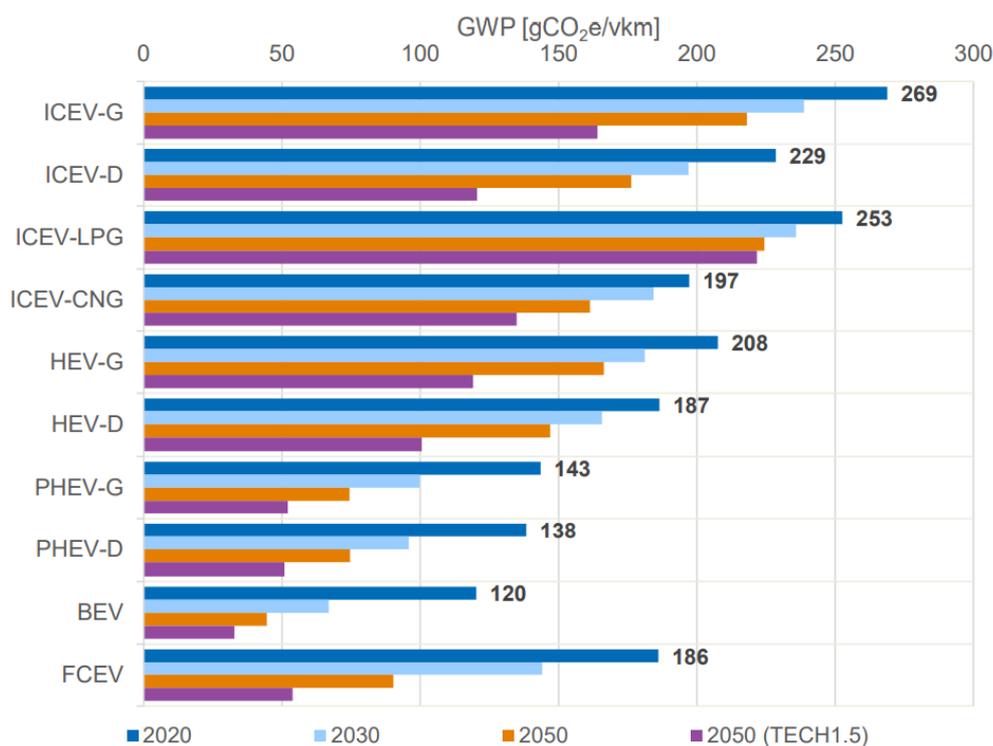
Figura 4-5: GWP di BEV e ICEV (mix elettrico EU 2010)



Fonte: EEA 2018

Altri studi, più o meno recenti (Ricardo, 2020) (Brambilla et al., 2019) (Girardi et. al, 2015), che utilizzano il mix elettrico europeo o italiano hanno ottenuto un GWP delle BEV inferiore di circa il 50% rispetto a quello delle ICEV (Figure 4.6).

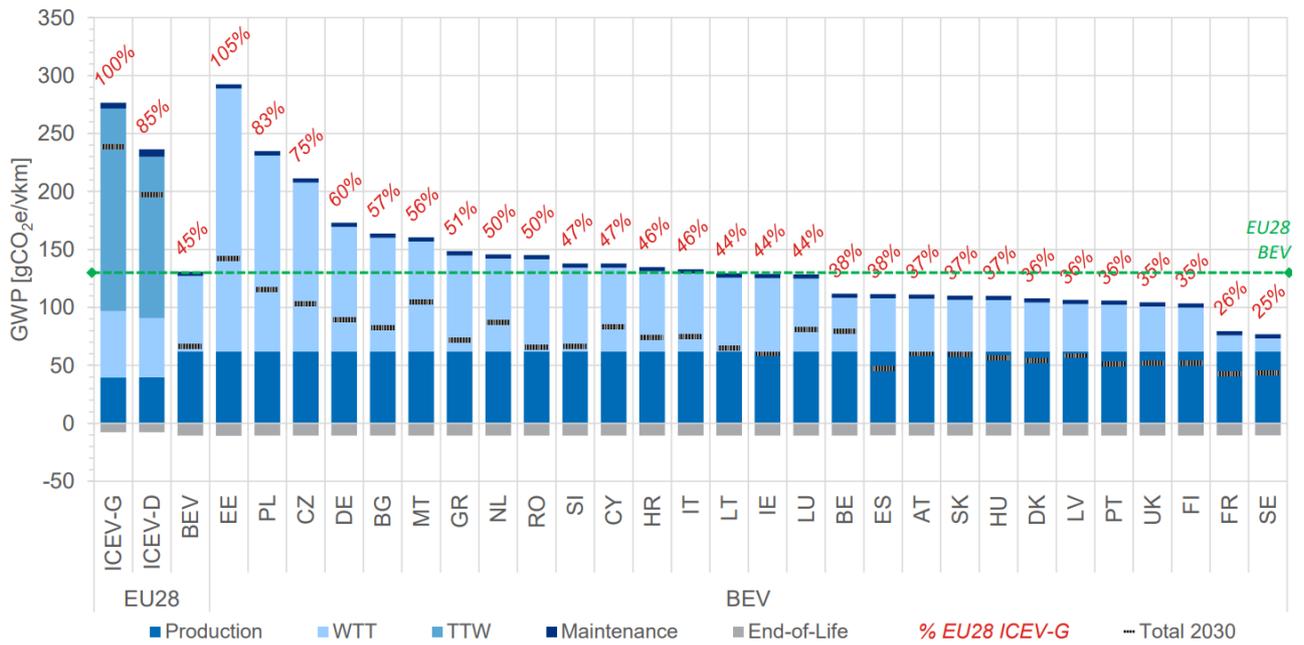
Figura 4-6: GWP di diverse motorizzazioni (mix elettrico EU 2020, 2030, 2050, 2050 Tech1.5)



Fonte: Ricardo, 2020

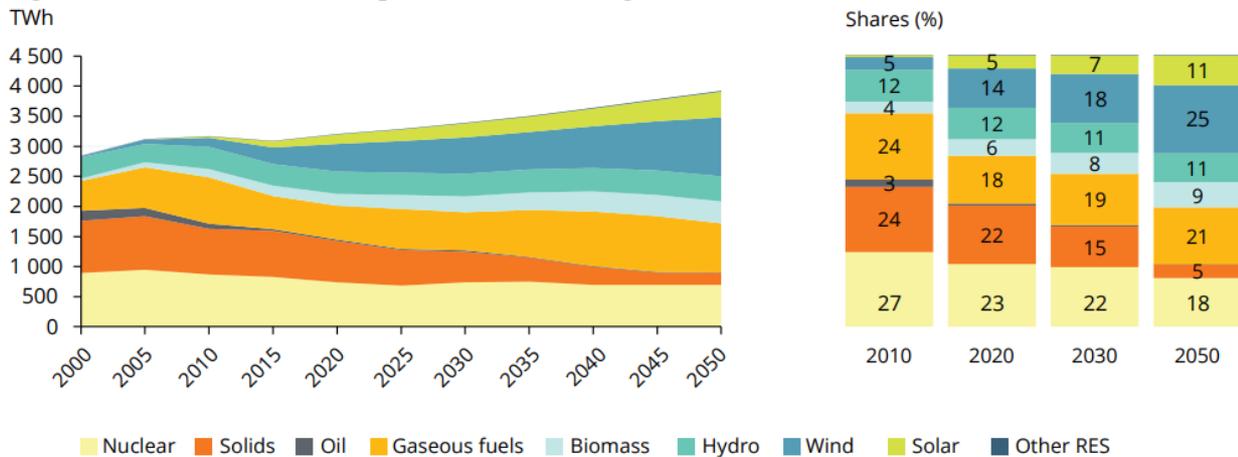
Come si evince dalla Figura 4.5, la fase più impattante in entrambe le motorizzazioni è quella dell'uso (WTW) a causa della produzione del vettore energetico (WTT) e della combustione del carburante (TTW). Nelle BEV il mix di generazione di elettricità ha un'influenza su tutte le fasi del ciclo di vita, ma soprattutto su quella di utilizzo: ricaricare i BEV con un mix elettrico basato sul carbone comporta un GWP più elevato rispetto agli ICEV, mentre l'utilizzo di un mix elettrico basato sull'energia eolica comporterebbe emissioni inferiori di oltre il 90%-99% rispetto a un ICEV (IEA, 2017) (Nordelöf et al, 2014). Ciò si traduce in una notevole variazione del GWP di BEV e ICEV nei paesi europei (Figura 4.7). In futuro, con maggiore utilizzo di elettricità a basse emissioni di carbonio nel mix europeo (Figura 4.8), con un ipotetico passaggio della percentuale di carbone dal 24% del 2010 al 5% del 2050 il "gap" tra il GWP dei BEV e degli ICEV aumenterà ulteriormente a favore dei BEV. Come si nota dalla Figura 4.9 il GWP derivante dalla produzione di energia elettrica è molto alto per le tecnologie di produzione termoelettrica alimentate a combustibili fossili, mentre è molto basso per le tecnologie che utilizzano fonti rinnovabili o tecnologie termonucleari.

Figura 4-7: Comparazione del GWP per ICEV benzina/diesel e BEV per differenti Stati UE al 2020 con proiezione allo scenario 2030



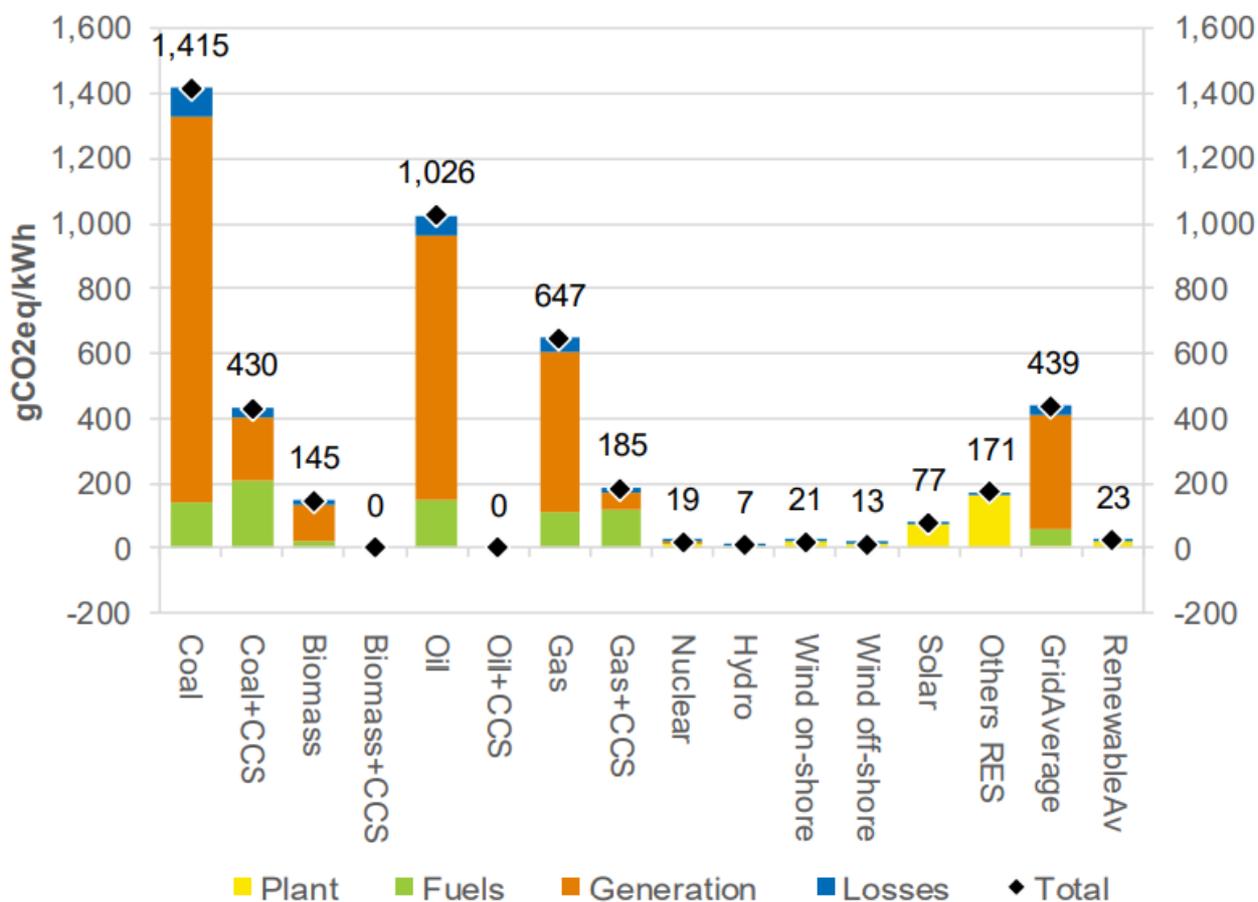
Fonte: Riccardo, 2020

Figura 4-8: Evoluzione della produzione di energia elettrica in EU relativo mix



Fonte: EEA 2018

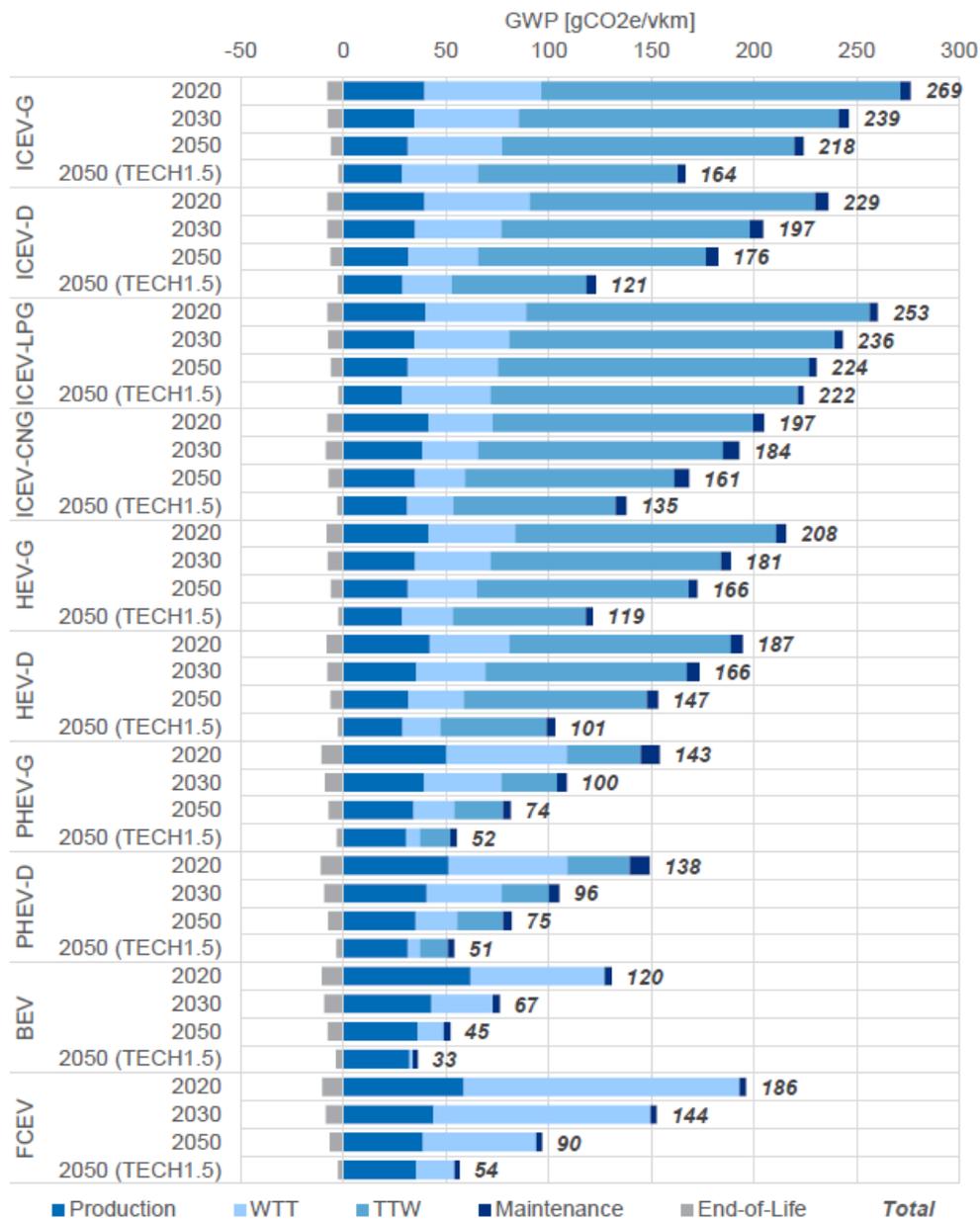
Figura 4-9: GWP di tecnologie di produzione di energia elettrica nell'UE 28 2020



Fonte: Ricardo, 2020

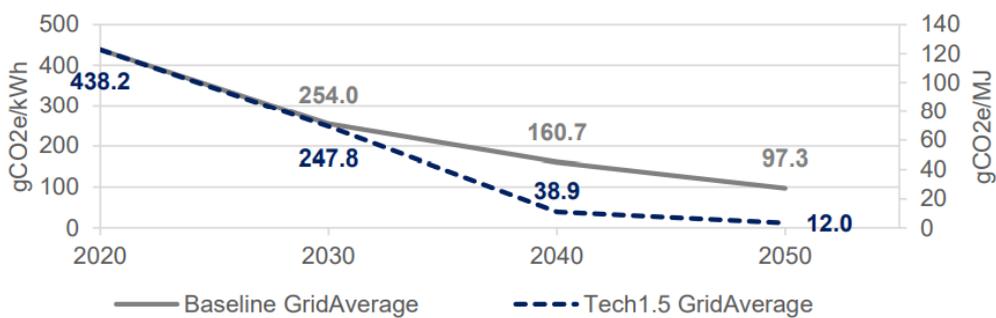
Dalla Figura 4.10 si evidenzia il GWP di diverse motorizzazioni e carburanti/elettricità in quattro scenari: 2020, 2030, 2050 e 2050 Tech 1.5 (quest'ultimo consistente con il vincolo UE al rispetto degli obiettivi dell'Accordo di Parigi di incrementare la temperatura globale ad un massimo di 1,5 °C, Figura 3.2 e Figura 4.11). In termini comparativi, si evidenzia il minor GWP per gli xEV, nell'ordine BEV, PHEV, FCEV e HEV in tutti gli scenari. Per gli ICEV, la maggior parte del GWP (e degli altri inquinanti) si verifica durante la fase TTW, mentre per i PHEV, BEV, FCEV la maggior parte del GWP si verifica durante la fase WTT e di produzione. Nei BEV il TTW è pari a zero e l'impatto del WTT è seguito da quello della produzione delle batterie e del veicolo. Nel passaggio da ICEV a BEV il WTT si è modificato da approvvigionamento di carburante ad approvvigionamento di energia elettrica. All'aumentare del tasso di elettrificazione, nel passaggio da ICEV a BEV, si verifica una graduale e progressiva riduzione del carburante a favore dell'energia elettrica con conseguente riduzione del GWP.

Figura 4-10: GWP di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici divisi per fase del ciclo di vita



Fonte: Ricardo, 2020

Figura 4-11: GWP del mix elettrico per lo scenario base e per il Tech1.5

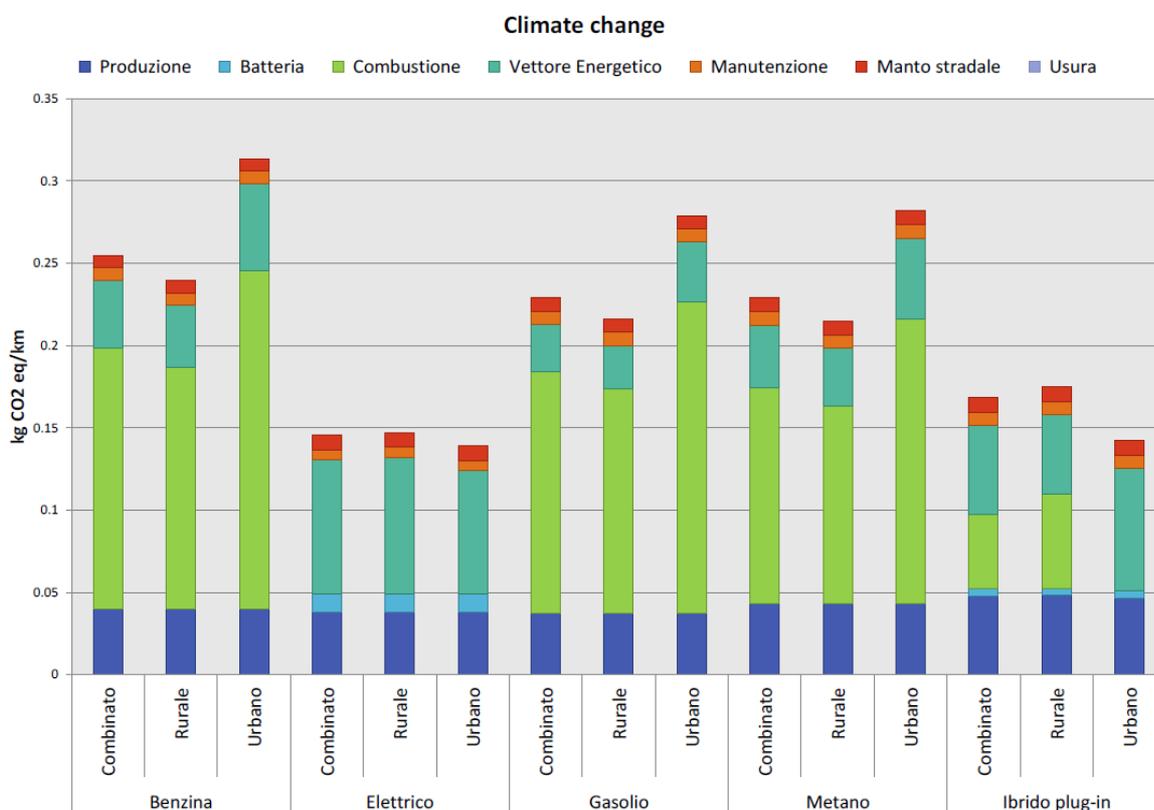


Fonte: Ricardo, 2020

Rispetto alla Figura 4.10, “Anderson et al., 2021” riportano numeri abbastanza simili, ossia rispetto al mix elettrico EU\_28 del 2020 ottengono il GWP di 131 gCO<sub>2</sub>eq./km per le PHEV a benzina (rispetto a 143 gCO<sub>2</sub>eq./km), 139 gCO<sub>2</sub>eq./km per le BEV (rispetto a 120 gCO<sub>2</sub>eq./km) e 180 gCO<sub>2</sub>eq./km per le HEV a benzina (rispetto a 208 gCO<sub>2</sub>eq./km).

“Brambilla et al., 2019” hanno calcolato il GWP di veicoli con diversi propulsori e cicli di guida e, oltre a quanto già riscontrato nei precedenti studi, hanno ottenuto che per i BEV e PHEV la fase più impattante risulta essere la fase di uso (circa il 55%), ossia quella della ricarica della batteria (vettore energetico), seguita dalla produzione del veicolo, mentre le tre ICEV hanno un’incidenza di circa il 65% della combustione, seguita dall’approvvigionamento del combustibile e dalla produzione dell’auto (Figura 4.12).

Figura 4-12: GWP di diversi veicoli divisi per fase e per ciclo di guida con mix elettrico italiano 2017



Fonte Brambilla et al., 2019

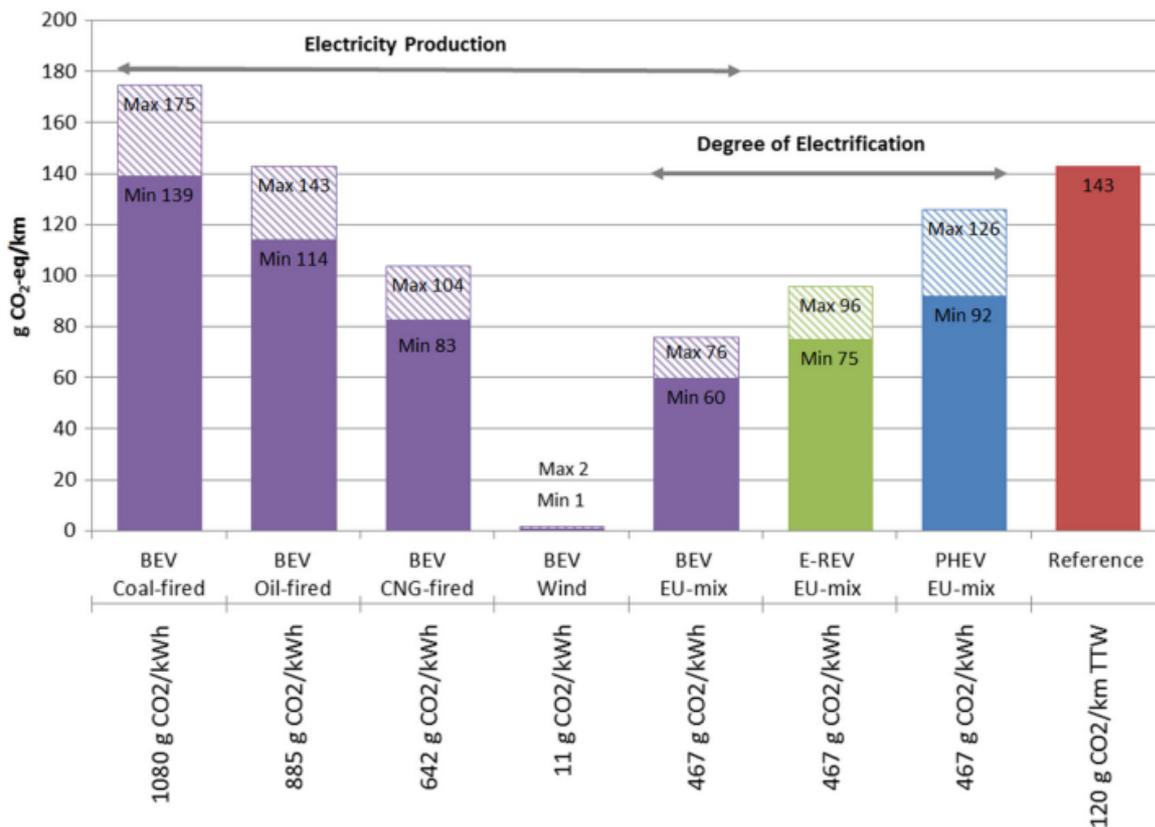
In linea con gli altri studi, “Girardi et al., 2015” hanno calcolato il GWP di BEV e ICEV con due scenari italiani al 2013 (reale) e al 2030 (stimato) individuando per quest’ultimo un contributo dei BEV inferiore del 40% rispetto a quello degli ICEV.

### GWP durante la fase di uso (WTW)

Entrando nello specifico della fase più impattante del ciclo di vita, ossia quella di uso, si ricorda che i BEV non emettono GHG localmente (fase TTW) che, invece, vengono emessi durante la produzione di energia elettrica (fase WTT). La maggior parte delle LCA suggerisce che le emissioni di gas serra del WTW per chilometro percorso dai BEV in Europa sono inferiori a quelle degli ICEV. Come si evince dalla Figura 4.13, sulla base del mix elettrico dell’UE nel 2010, le emissioni WTW di un BEV

di medie dimensioni erano comprese tra 60 e 76 gCO<sub>2</sub>eq./km. Questo è rispettivamente il 58% e il 47% in meno rispetto alle emissioni di una equivalente ICEV, pari a 143 gCO<sub>2</sub>eq./km (Nordelöf et al., 2014), mentre REEV e PHEV hanno rispettivamente fino al 48 % e al 36 % in meno rispetto alle ICEV.

Figura 4-13: GWP del WTW (fase di uso, ossia WTT+TTW) di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici (min e max rappresentano diverse taglie di veicoli; “Reference” indica un veicolo a benzina con emissioni TTW di 120 g/CO<sub>2</sub> eq./km)



Fonte: Nordelöf et al., 2014

“Buberger et al., 2022” descrivono risultati più vantaggiosi alle BEV rispetto alle ICEV, poiché riportano che rispetto alle auto a benzina, i FCEV possono ridurre le emissioni di utilizzo del 65%, i PHEV a benzina del 58%, i PHEV diesel del 41% e i BEV del 72 %, quando si utilizza l’elettricità convenzionale (Germania; 0,401 kg di CO<sub>2</sub>eq./kWh). Quando si effettua la ricarica con elettricità decarbonizzata, la riduzione del GWP è del 79% per il PHEV a benzina, del 75% per il PHEV diesel e del 97% per il BEV. “Buberger et al., 2022” mettono in evidenza anche come veicoli alimentati con CBG (compressed bio gas) possono avere una riduzione del GWP di WTW dell’86% rispetto alle BEV.

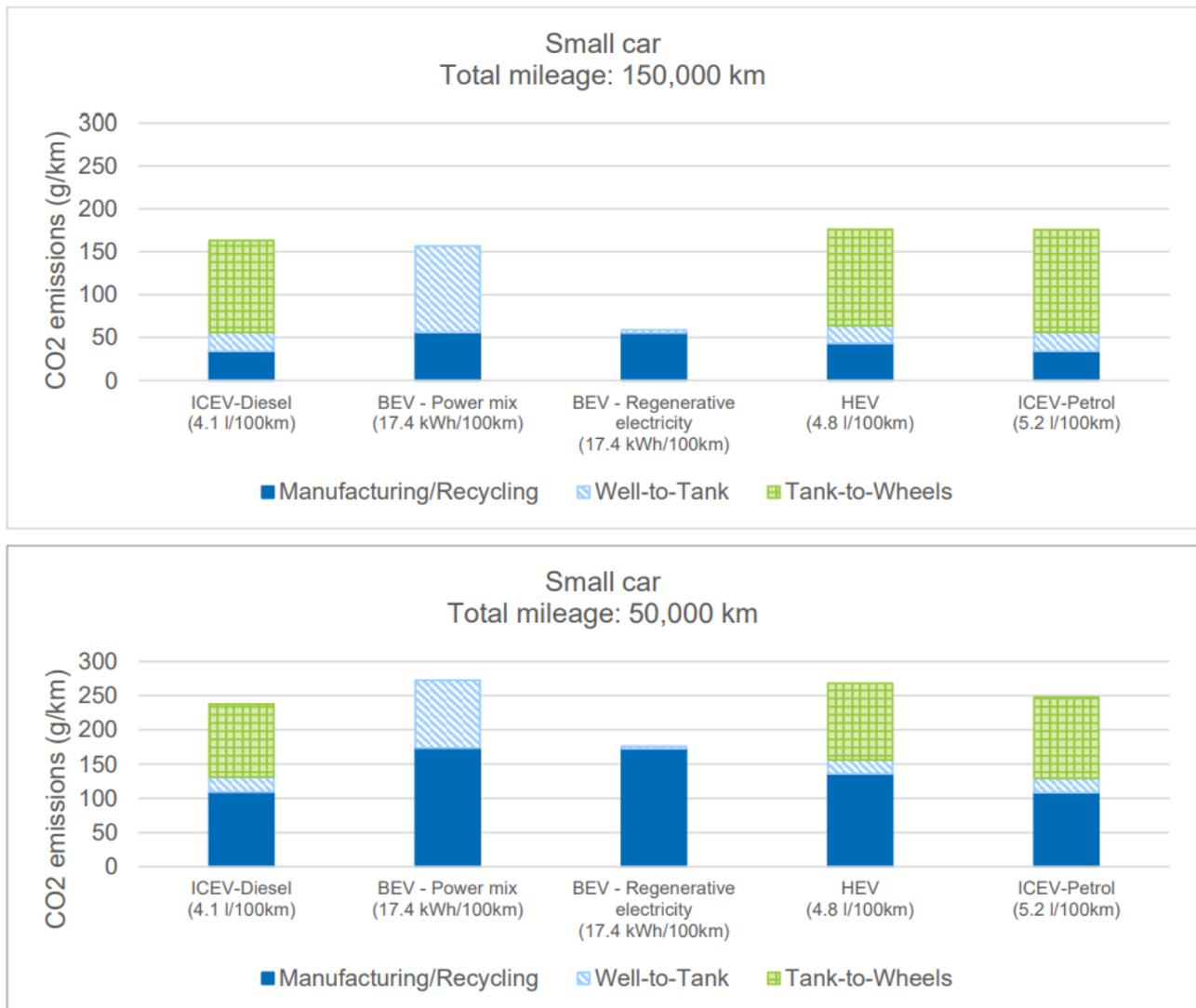
La diminuzione di GWP nel passaggio ad un mix energetico decarbonizzato è facilmente osservabile in Figura 4.13. A parità di propulsore (BEV), variando la composizione del mix elettrico, cambia la quantità di emissioni per km percorso dall’autovettura. Infatti, per un mix elettrico caratterizzato al 100% da carbone l’impatto è pari a 1080 gCO<sub>2</sub>eq./kWh e risulta nettamente superiore rispetto all’impatto per un mix elettrico esclusivamente basato sul petrolio (885 gCO<sub>2</sub>eq./kWh). Invece, un mix energetico generato solo sulla combustione da gas naturale presenta il valore più basso (642 gCO<sub>2</sub>

eq./kWh) del GWP fra i diversi combustibili fossili rappresentati in figura. Tuttavia, la generazione di elettricità totalmente basata sull'energia eolica risulta la meno impattante in termini di emissioni di gas ad effetto serra pari a 11 gCO<sub>2</sub> eq./kWh.

La Figura 4.13 permette di individuare un range addizionale (con trama differente) per ciascuna colonna del diagramma. Gli estremi del range (min e max) indicano il valore dell'impatto GWP per il ciclo di vita WTW rispettivamente per le auto di dimensioni minori e maggiori per i BEV. "Ellingsen et al., 2016" indicano che fra i diversi veicoli elettrici il consumo di energia varia con un fattore di 1,4, infatti i relativi consumi per le auto piccole e grandi variano rispettivamente fra 15 e 21 kWh/100km.

L'ultimo fattore meritevole di considerazioni è l'impatto del chilometraggio totale sulle emissioni di gas a effetto serra delle autovetture, considerando che la durata di vita utile dei veicoli ipotizzata varia da circa 150.000 e 250.000 km (Hawkins et al., 2013). Poiché, come si vedrà in seguito, la produzione del BEV è responsabile di circa il 50% del suo GWP totale, considerare un basso chilometraggio di vita utile implica un alto valore di gCO<sub>2</sub>eq./km per il BEV, rispetto all'ICEV. Ad esempio, la Figura 4.14 riporta il GWP di BEV e ICEV a 50.000 km e 150.000 km. Per un chilometraggio di vita più elevato la differenza tra ICEV, HEV e BEV aumenta: a 50.000 km il BEV risulta peggiore rispetto all'ICEV-D, mentre a 150.000 km i due propulsori presentano GWP di circa 160 gCO<sub>2</sub>eq./km. Considerando un chilometraggio di vita utile di 225.000 km il GWP del BEV si attesta a 120 gCO<sub>2</sub>eq./km, mentre quello dell'ICEV-D passa a 229 gCO<sub>2</sub>eq./km (Figura 4.10).

Figura 4-14: Impatto del chilometraggio sulle emissioni di GHG delle automobili: (a) chilometraggio 150.000km, (b) chilometraggio 50.000 km

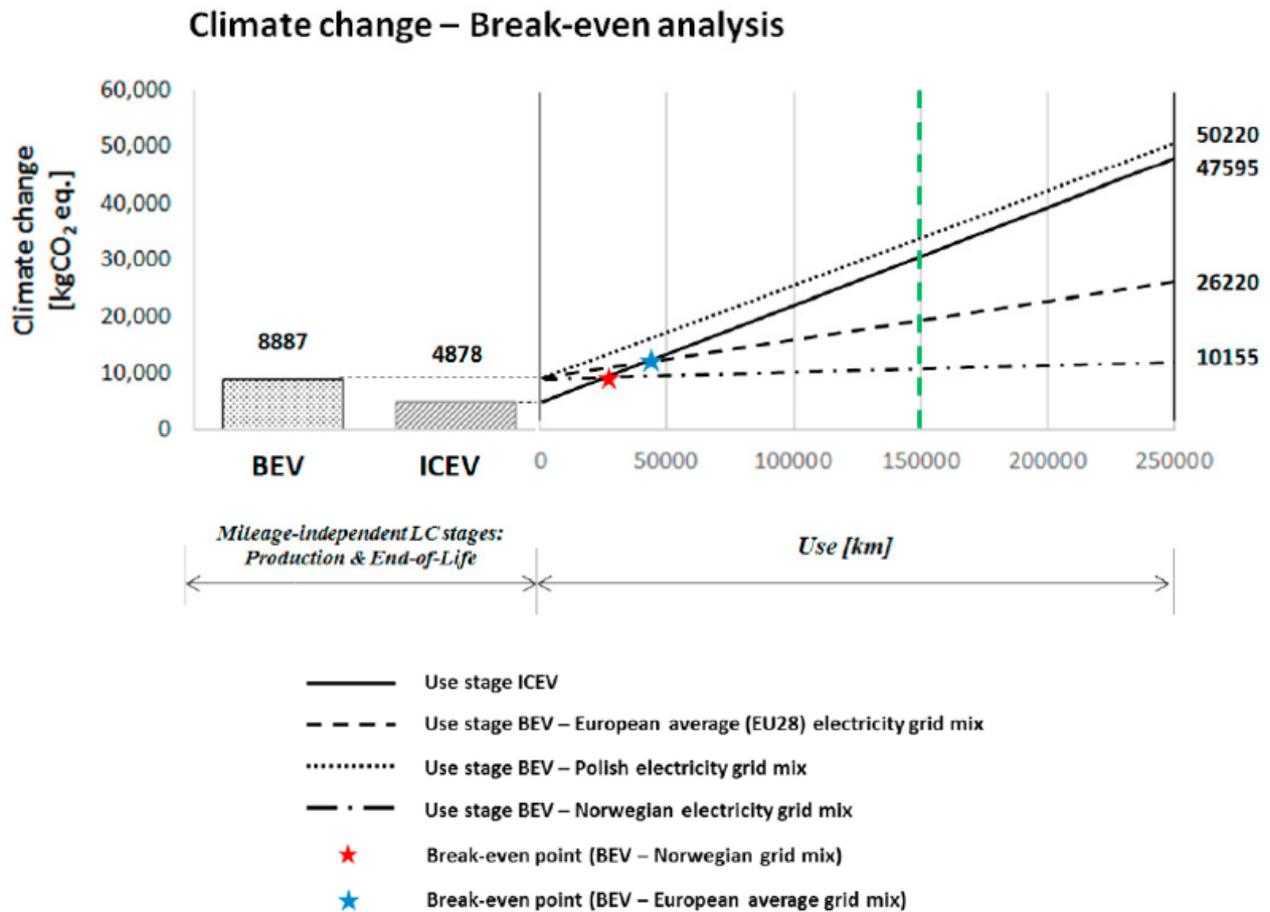


Fonte: ADAC, 2018

Con l'incrementarsi dei km percorsi dai due diversi tipi di motori (che incidono diversamente sulla fase d'uso) si determina una distanza per la quale è possibile verificare il punto di "pareggio" (Egede, 2017) in termini di impatto GWP, il cosiddetto "break-even point". In uno studio incentrato sulle emissioni di gas a effetto serra, il punto di pareggio è stato stimato tra 44.000 e 70.000 km (Ellingsen et al., 2016), ipotesi confermata dallo studio di "Yugo et al., 2018" che lo stima a circa 50.000 km e dallo studio di "Del Pero et al., 2018" che lo stima ad una distanza poco inferiore.

La Figura 4.15 discussa in "Del Pero et al., 2018" descrive due propulsori generici ICEV e BEV e il relativo "punto di pareggio" all'aumentare dei km percorsi. I tre profili relativi alla fase di uso del BEV fanno riferimento a diversi mix di generazione di elettricità, ossia, quello medio europeo, quello migliore europeo relativo alla Svezia, maggiormente basato sulla generazione di elettricità da FER e nucleare, e quello peggiore europeo della Polonia, caratterizzato dal più alto tasso di utilizzo di fonti fossili.

Figura 4-15: Comparazione fra ICEV e BEV: break-even point relativo al GWP

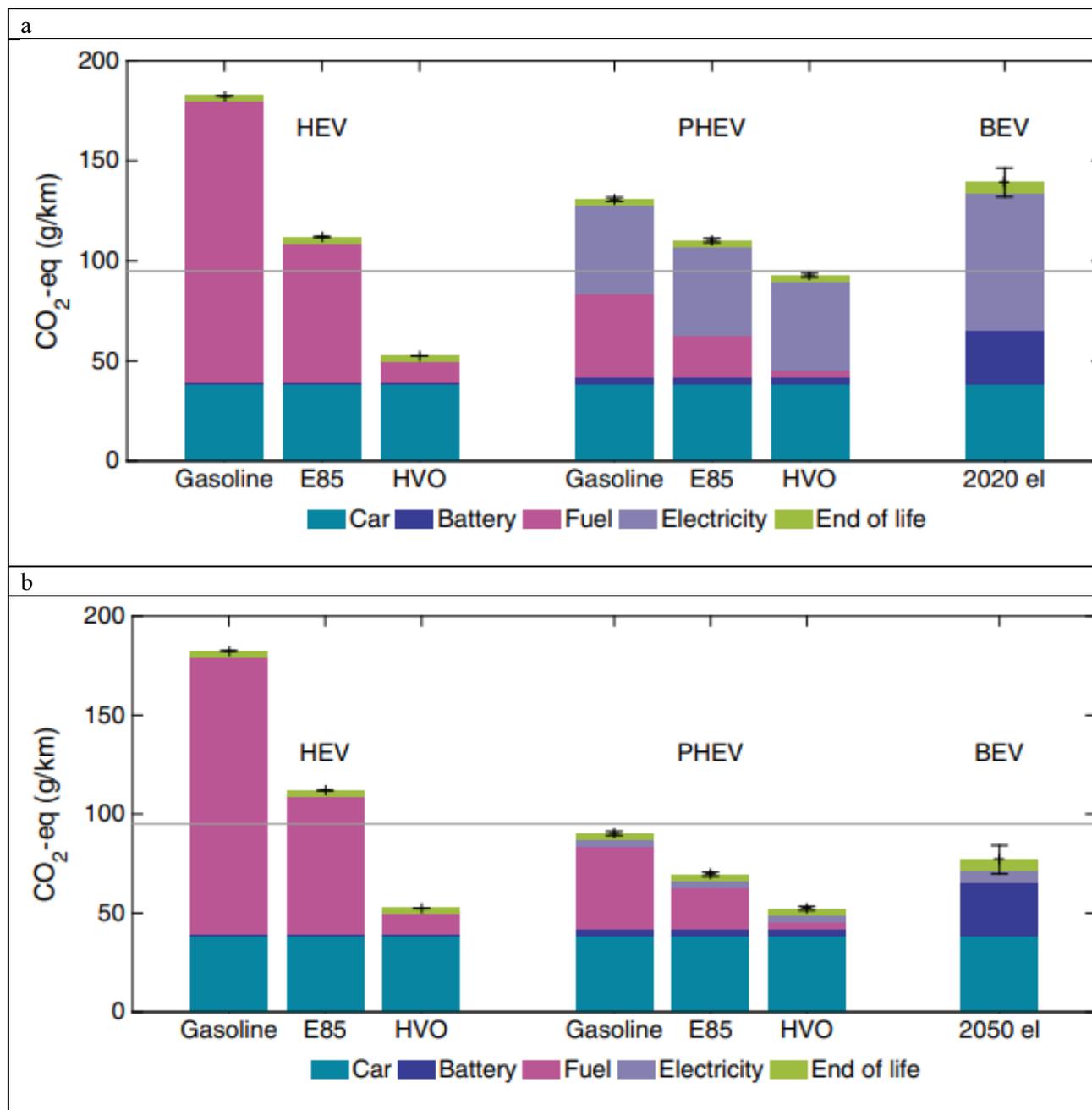


Fonte: Del Pero et al., 2018

Un aspetto importante da attenzionare del GWP del WTW degli ICEV è il ruolo futuro dei biocarburanti, che utilizzano un carbonio biogenico piuttosto che un carbonio fossile. I biocarburanti sono attualmente miscelati in benzina e diesel per l'uso negli ICEV. Se il biocarburante fosse prodotto in modo sostenibile si ridurrebbero le emissioni di gas a effetto serra in uso degli ICEV rispetto a benzina e diesel.

“Andersson et al., 2021” mettono in evidenza che usando il sistema elettrico 2020 EU\_28, la sostituzione di benzina con biocarburante di prima generazione, E85 (una miscela di 85% di etanolo perlopiù prodotto da cereali e 15 % di benzina) può permettere alle HEV e alle PHEV di avere un GWP totale più basso rispetto a quello delle BEV. Sostituendo il biocombustibile E85 con uno di seconda generazione, HVO (olio vegetale idro-trattato proveniente principalmente da sottoprodotti o da rifiuti forestali, di agricoltura e dell'industria alimentare), si avrebbe una riduzione di circa il 30% del GWP della PHEV rispetto alla BEV e di circa il 65% della HEV rispetto alla BEV (Figura 4.16a). La situazione cambia usando il mix elettrico 2050 EU\_28, con il quale la HEV alimentata con E85 (invariata rispetto al 2020) risulta peggiore della BEV, mentre la PHEV risulta leggermente migliore della BEV; il passaggio dall'E85 all'HVO comporta che il GWP della HEV e della PHEV sono sostanzialmente simili nell'ordine di circa il 35% in meno rispetto alla BEV (Figura 4.16b). Gli autori dimostrano quindi come i biocombustibili avrebbero un potenziale maggiore della elettrificazione nella riduzione dei GHG.

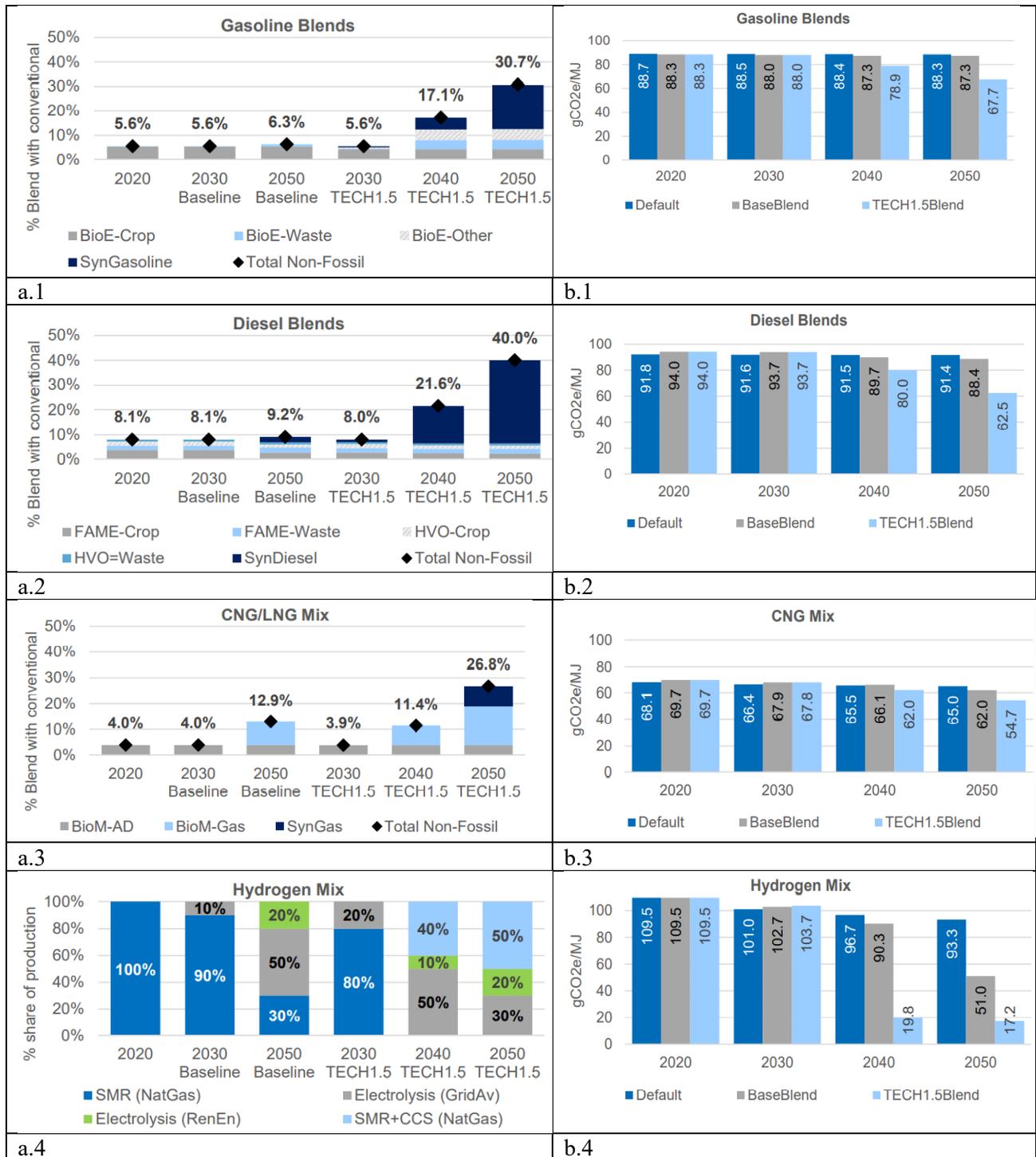
Figura 4-16: GWP di xEV con combinazioni alternative di carburante al 2020 EU\_28 (a) e al 2050 EU\_28 (b)



Fonte: Anderson et al., 2021

Nella Figura 4.17, dove sono riportate le miscele di carburanti fossili e bio nei due scenari (base e Tech 1.5 dal 2020 al 2050); “Riccardo, 2020” mostra che nello scenario migliore, al 2050, si prevede un aumento della composizione biogenica rispetto alla fossile, che si attesta al 30,7% per la benzina e al 40% per il diesel e 26% nel caso dei carburanti gassosi. Nella stessa figura è riportato anche uno scenario di default che resta invariato negli anni ed è costituito per il 100% di diesel, benzina o gas naturale di origine fossile e, nel caso di idrogeno, il 100% di reforming (SRM) è ottenuto dal gas naturale.

Figura 4-17: a) ipotesi di miscela di carburante/mix e mix di idrogeno di produzione dell'UE utilizzata per la modellizzazione della LCA dei veicoli per i due scenari (di base e Tech1.5); b) sintesi degli impatti GWP risultanti dalle ipotesi indicate in (a)



Fonte: Ricardo, 2020

Gli impatti della manutenzione dovuti a parti di ricambio e al consumo di materiali contribuiscono relativamente poco al GWP. In futuro si prevede che la batteria durerà per tutta la vita del veicolo evitando che la stessa necessiti di sostituzioni con batterie nuove. Nella stragrande maggioranza dei casi d'uso si stima che gli impatti per i BEV siano circa la metà di quelli degli ICEV a causa del

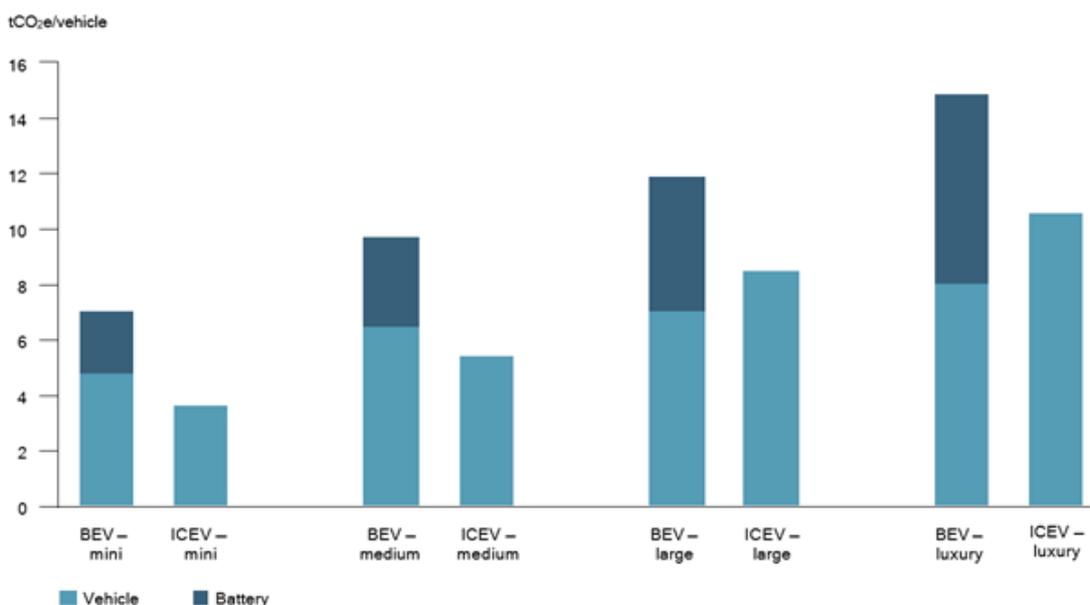
minor numero di parti di ricambio e consumo di materiali richiesti dagli ICEV, più soggetti a logoramento e usura a causa della meccanica del motore stesso.

### GWP durante la fase di preproduzione-produzione

Dopo l'uso (WTW) la seconda fase più impattante è quella relativa alla produzione. La maggior parte degli studi non divide la fase di pre-produzione, ossia di estrazione e approvvigionamento delle materie prime, da quella di produzione in senso stretto delle ICEV e delle BEV. Di conseguenza, in questa sezione si trattano entrambe le sotto-fasi, distinguendo, dove sarà necessario, il contributo al GWP della produzione dell'auto, delle batterie e relativi componenti. Gran parte delle emissioni di gas a effetto serra (e degli inquinanti atmosferici) rilasciati durante la produzione di BEV sono legati alla generazione di elettricità e altre forme di energia necessarie per i processi ad alta intensità energetica (Ellingsen et al., 2018).

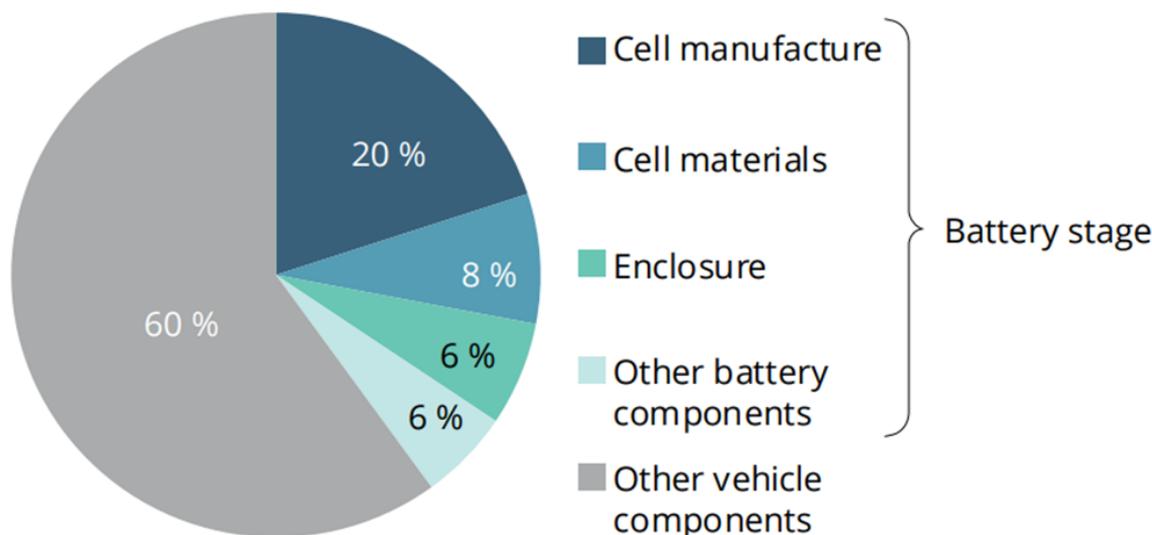
La maggior parte delle LCA dei BEV rileva che la produzione di batterie è responsabile del 30-40% del loro GWP (Ellingsen et al., 2016). La Figura 4.18 mostra che all'aumentare della taglia della vettura aumenta il GWP della batteria. La Figura 4.19 mostra che i materiali e la produzione delle celle hanno un GWP compreso tra 30 e 70% del GWP della batteria (Kim et al., 2016), variabile in funzione del grado di elettrificazione e densità (capacità) energetica del veicolo. "Anderson et al., 2021" indicano il contributo delle batterie pari a 31-46% della produzione di BEV e indicano che il GWP associato alla produzione delle batterie dei BEV possa variare, in base all'anno di pubblicazione dello studio, da 30 a 494, da 150 a 200 e da 61 a 106 (ultimi studi) kg CO<sub>2</sub>eq./kWh di capacità di batteria.

Figura 4-18: GWP della produzione di veicoli e batterie al variare della taglia dell'auto



Fonte: EEA, 2018

Figura 4-19: Ripartizione percentuale del GWP di diverse componenti della fase di produzione del BEV



Fonte: EEA, 2018

Considerando gli altri componenti del veicolo, il motore elettrico contribuisce per circa l'8% del GWP della produzione di BEV (compresa l'estrazione delle materie prime) a causa dell'alto contenuto di rame e alluminio; altri componenti del gruppo propulsore con un alto contenuto di alluminio contribuiscono per circa il 17% e il resto del veicolo contribuisce per circa il 35% (Hawkins et al., 2013).

Le batterie attualmente utilizzate per i propulsori xEV sono quelle a ioni di litio (LIB), che rispetto alle batterie precedenti, Ni-Cd, Pb-Ac e NiMH hanno prestazioni ambientali migliori dato il più recente sviluppo tecnologico utilizzato per la loro produzione (Xia et al., 2022). Una maggiore capacità della batteria (o densità di energia [kWh/kg]) incrementa l'autonomia della stessa a discapito del carico ambientale aumentando progressivamente le emissioni di GHG e altri inquinanti per la loro produzione. Gli impatti variano anche in base alla tipologia chimica, infatti, gran parte dei propulsori BEV attualmente utilizza batterie agli ioni di litio che differiscono per il materiale del catodo utilizzato (Dunn et al., 2015). Le diverse tipologie di batterie agli ioni di litio sono di seguito elencate:

- ossido di litio-nichel-manganese-cobalto – NMC ( $\text{LiNiMnCoO}_2$ );
- ossido di litio-ferro-fosfato – LFP ( $\text{LiFePO}_4$ );
- ossido di litio-manganese – LMO ( $\text{LiMn}_2\text{O}_4$ ,  $\text{Li}_2\text{MnO}_3$ );
- ossido di litio-cobalto – LCO ( $\text{LiCoO}_2$ );
- ossido di litio-nichel – LNO ( $\text{LiNiO}_2$ );
- ossido di litio-nichel-cobalto-alluminio – NCA ( $\text{LiNiCoAlO}_2$ ).

Le batterie a ioni  $\text{LiCoO}_2$  offrono una densità di energia elevata, ma presentano rischi per la sicurezza. Invece, le batterie LFP ( $\text{LiFePO}_4$ ), LMO ( $\text{LiMn}_2\text{O}_4$ ,  $\text{Li}_2\text{MnO}_3$ ) e NMC ( $\text{LiNiMnCoO}_2$ ) offrono una bassa densità di energia, ma una vita più lunga e una maggiore affidabilità. Alcuni studi suggeriscono che le batterie  $\text{LiFePO}_4$  hanno il GWP più basso sulla produzione per unità di energia erogata a causa della loro maggiore durabilità (Majeau-Bettez et al., 2011). Al contrario, gli studi di LCA che presuppongono un chilometraggio di vita fisso rilevano che le batterie LiNMC hanno gli impatti,

sulla produzione, più bassi in una gamma di categorie di impatto.

Sostanzialmente, l'attuale bassa densità di energia delle batterie LiFePO<sub>4</sub> comporta che esse non possono fornire autonomia sufficiente per la maggior parte dei BEV e sono per lo più limitate agli HEV (densità media 110 Wh/kg per un massimo di 300 Wh/kg) (Ellingsen et al., 2018), mentre i BEV utilizzano più batterie a cella singola LiNMC (con una densità di 200 Wh/kg e un massimo stimato di 300 Wh/kg). Inoltre, la batteria NCA attualmente può essere di circa 300 Wh/kg.

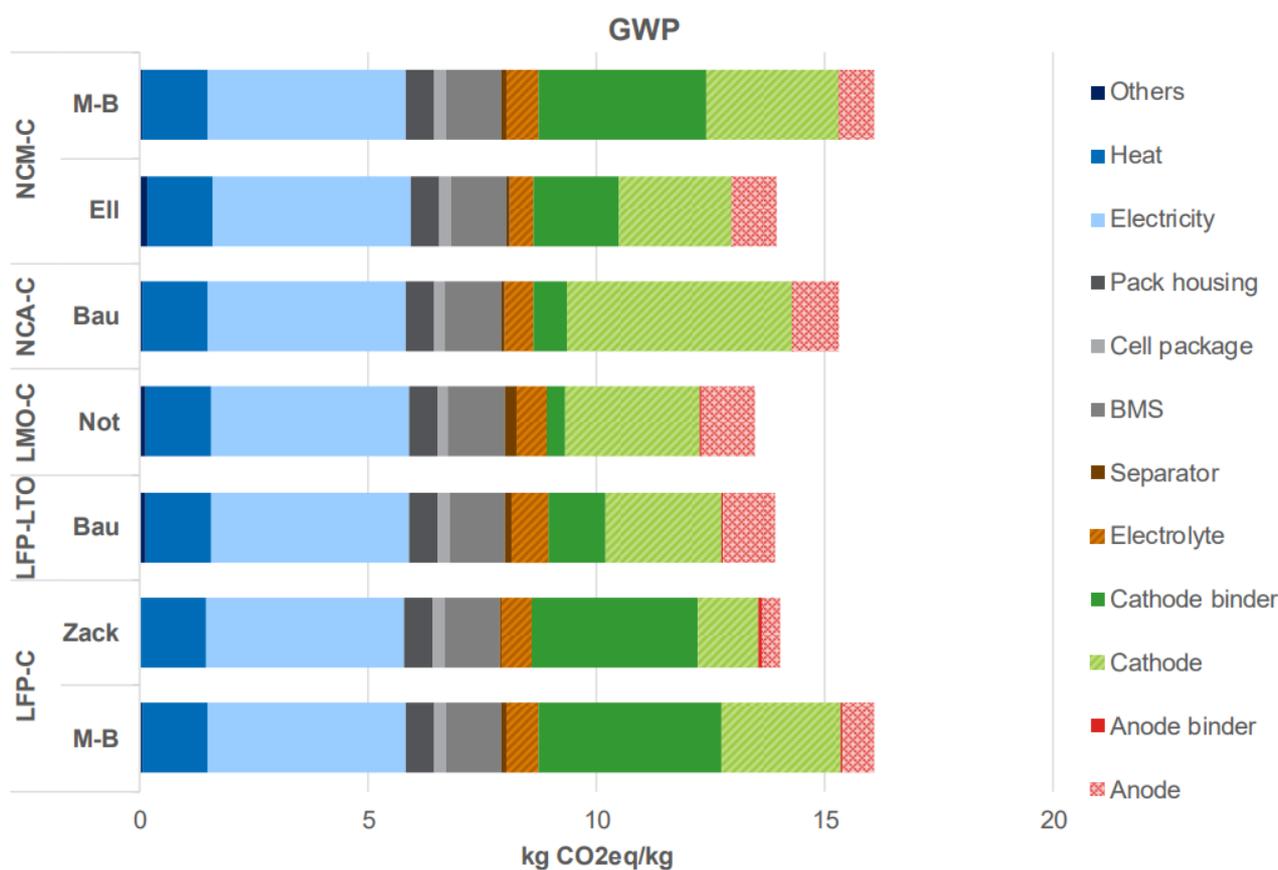
La batteria LFP ha il vantaggio di un basso costo e di proprietà di sicurezza migliori rispetto alla batteria NCA/NCM, mentre la sua densità di energia relativamente bassa chiaramente rappresenta uno svantaggio.

Per confrontare la batteria NCA e NCM, la ricerca e l'applicazione di mercato hanno dimostrato che la batteria al litio NCA ha un costo inferiore con un contenuto di cobalto inferiore, una durata migliore, un degrado inferiore rispetto alla batteria al litio NCM, sebbene la durata del ciclo di NCA sia inferiore a quella di NCM batteria. Lo svantaggio della batteria NCA risiede nel suo fattore di sicurezza, che la rende meno affidabile rispetto a NCM e LFP alle alte temperature. Tuttavia, i ricercatori ritengono che i miglioramenti tecnologici renderanno la NCA potenzialmente la più competitiva nel mercato delle BEV.

Nella Figura 4.20 sono raffigurati gli impatti del GWP per le principali tipologie di batterie agli ioni di litio utilizzate per le xEV. Si evince che la variabile principale che determina la variazione delle emissioni di GHG è perlopiù associata alla produzione del catodo e del legante catodico. In maniera minore influisce anche la produzione dell'anodo e del separatore. Le altre componenti hanno pressoché la stessa influenza in termini di GHG per le diverse batterie agli ioni di litio raffigurate.

In sintesi, la migliore, ossia quella con un GWP (kg CO<sub>2</sub> eq./kg di batteria) più basso, è la batteria LMO-C (not) seguita dalla NCM-C (Ell). Le tipologie più impattanti sono, invece, la NCM-C (M-B) e la LFP-C(M-B). "Xia et al., 2022", nel loro lavoro, confrontano le emissioni di GHG per le batterie LFP, NMC e LMO da 28 kWh, ottenendo i seguenti risultati: 3061 kgCO<sub>2</sub>eq. per le LFP, 2912 kgCO<sub>2</sub>eq. per le LMO e 2705 kgCO<sub>2</sub>eq. per le NMC. Ciò implica un 30% delle emissioni di GHG della produzione di veicoli elettrici rispetto ai veicoli convenzionali.

Figura 4-20: GWP (per kg di batteria) di diversi tipi di batterie agli ioni di litio: stime normalizzate



Fonte: Peters J. F. et al., 2018

### GWP durante la fase di fine vita

La fase di fine vita, considerata isolatamente, ha il minor impatto in termini di emissioni totali del ciclo di vita. Il riutilizzo delle batterie, in particolare per i sistemi di accumulo di energia, ha il potenziale per ridurre il GWP e le altre categorie di impatto sia nella fase di approvvigionamento delle materie prime sia in quello di produzione.

L'utilizzo di materiali riciclati per l'intera batteria potrebbe comportare una riduzione delle emissioni di gas a effetto serra fino al 50% durante il processo di produzione della batteria (Dunn et al., 2015), così come il riciclaggio delle batterie dei veicoli elettrici attraverso la pirometallurgia e l'idrometallurgia può ridurre la domanda di energia primaria del 6-56% attraverso il recupero dei materiali (Hendrickson et al., 2015). Le LIB non possono soddisfare la domanda di trazione dei veicoli dopo aver perso il 20-30% della loro capacità residua (Hua et al., 2021), però a causa della significativa capacità residua, potrebbero essere riutilizzate invece che riciclarle direttamente (Schneider et al., 2009).

Nello studio di Ricardo, il fine vita è stato modellizzato con un approccio ibrido fra la PEFCFF e gli approcci *cut-off*, al fine di gestire le differenti situazioni di "tasso di riciclaggio" e di "contenuto di riciclato".

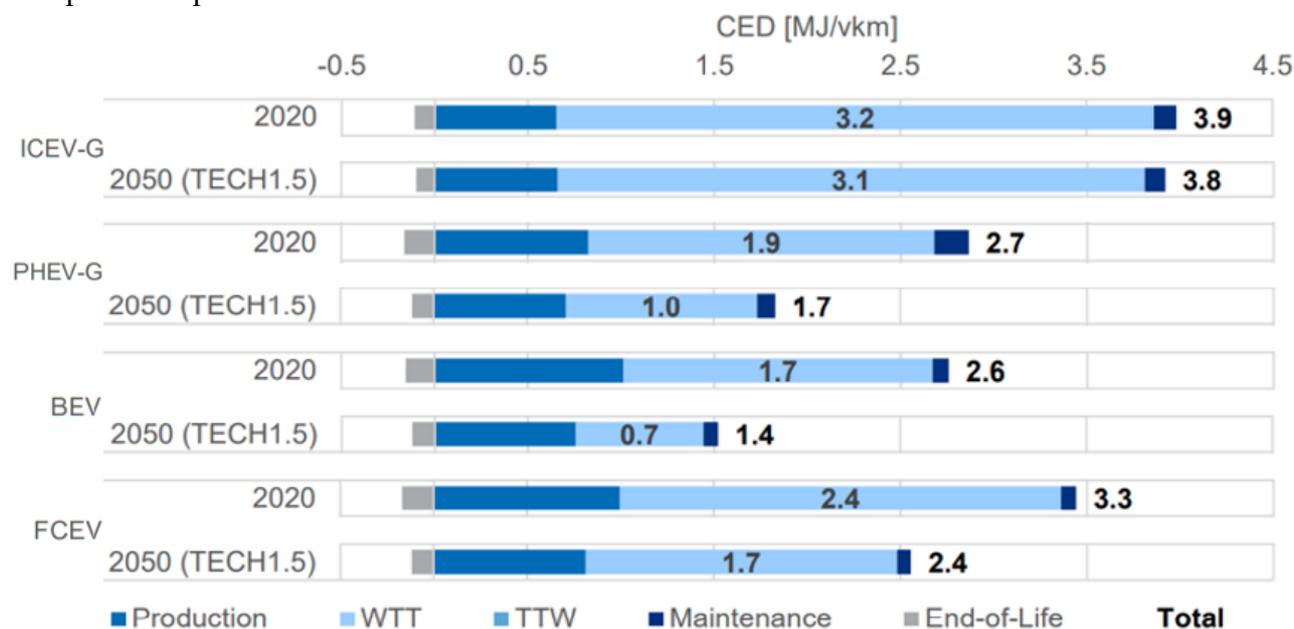
La figura 4.10 mostra che il GWP del fine vita è caratterizzato da un credito netto derivante dalla somma algebrica di impatti di fine vita e crediti dei processi di riciclaggio. I crediti sono dovuti ai

processi di riciclaggio della batteria e di componenti del veicolo e dal recupero energetico, mentre i debiti derivano dai processi di smaltimento in discarica dei materiali rimanenti. Ricardo riporta un credito netto sul GWP e in genere sulle altre categorie di impatto del 13% abbastanza simile sia tra le xEV che fra le ICEV. Si può notare che il credito diminuisce leggermente negli scenari 2030 e 2050 e in modo maggiore nello scenario 2050 Tech 1.5 a causa degli stessi motivi che portano ad una riduzione del debito, ossia la maggiore efficienza dei veicoli, la decarbonizzazione dei vettori energetici (in particolare elettricità) e la riduzione degli impatti dalla produzione di materiali e veicoli.

### 4.3. Domanda Cumulativa di Energia (CED)

Nel caso del CED si sono considerati i propulsori elettrici, quelli ibridi e quelli a combustione interna alimentati con benzina. Come si evince dalla Figura 4.21, il CED è maggiore per gli ICEV e la maggior parte degli impatti di questa categoria rientrano nella fase di WTT. I risultati per la maggior parte degli xEV sono simili per il 2020, ma divergono al 2050 (scenario Tech1.5) all'aumentare dell'elettrificazione: la differenza fra BEV e ICEV è del 33% al 2020 e del 63% al 2050 (Ricardo, 2020). I FCEV, invece, risultano i peggiori fra i propulsori xEV: circa il 21% in più rispetto a BEV al 2020 e il 42% rispetto al 2050 (scenario Tech1.5). Questa differenza è dovuta ad un presunto aumento della quota di elettrolisi relativa alla produzione di idrogeno e ad una maggiore efficienza dei BEV (Ricardo, 2020).

Figura 4-21: CED di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici europei divisi per fase del ciclo di vita



Fonte: "Ricardo, 2020" modificato

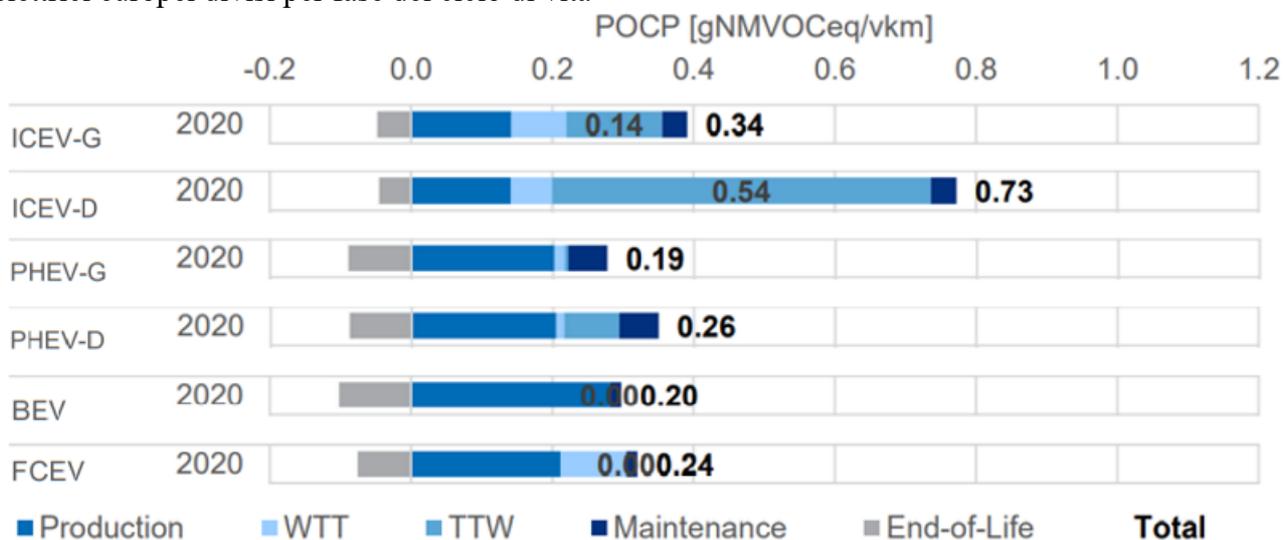
### 4.4. Formazione di Ozono Fotochimico (POCP) (FO)

Nel caso della categoria POCP, a causa dell'elevata differenza fra diesel e benzina, si è preferito enfatizzare i diversi propulsori per entrambe le combinazioni di carburante. Inoltre, le differenze nel futuro sono minime e non così nette come nella valutazione di altre categorie di impatto. Per tale

motivo si è deciso di rappresentare i risultati per il solo anno 2020 ma per più carburanti. In questa categoria di impatto i BEV hanno migliori performance rispetto agli ICEV.

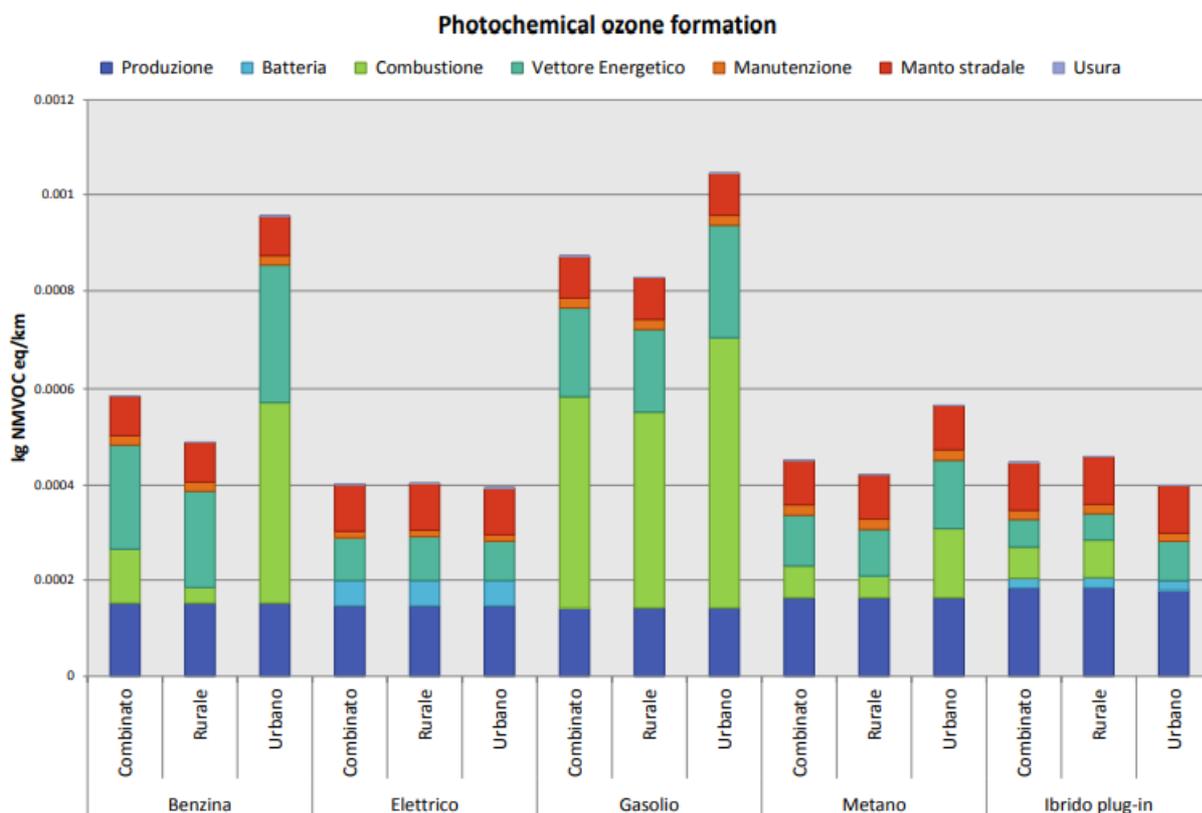
Sostanzialmente, si osserva che all'aumentare dell'elettrificazione diminuisce il POCP. Come si evince dalla Figura 4.22, l'impatto complessivo del BEV è il 40% in meno rispetto agli ICEV-G (Ricardo, 2020) (Girardi et al., 2015). Le fasi più rilevanti per gli xEV sono le attività minerarie nella produzione dei veicoli, in particolare a causa delle esplosioni (Hawkins et al., 2013) e il fine vita (credito), mentre per gli ICEV il contributo della fase d'uso (WTW) è più rilevante, in particolare il TTW. A parità di propulsore (ICEV e PHEV) i veicoli che utilizzano come carburante il diesel sono sempre più impattanti rispetto allo stesso propulsore alimentato con benzina. Il TTW dell'ICEV-G è circa il 26% rispetto all'ICEV-D. "Brambilla et al., 2019 riportano i risultati sulle diverse tipologie di guida (Figura 4.23). In ambito combinato il TTW dell'ICEV-G è circa il 20% rispetto all'ICEV-D, mentre nell'ambito urbano è il 75%.

Figura 4-22: POCP di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici europei divisi per fase del ciclo di vita



Fonte: "Ricardo, 2020" modificato

Figura 4-23: confronto fra veicoli con differenti tipologie di guida relativi alla categoria di impatto POCP



Fonte: Brambilla et al., 2019

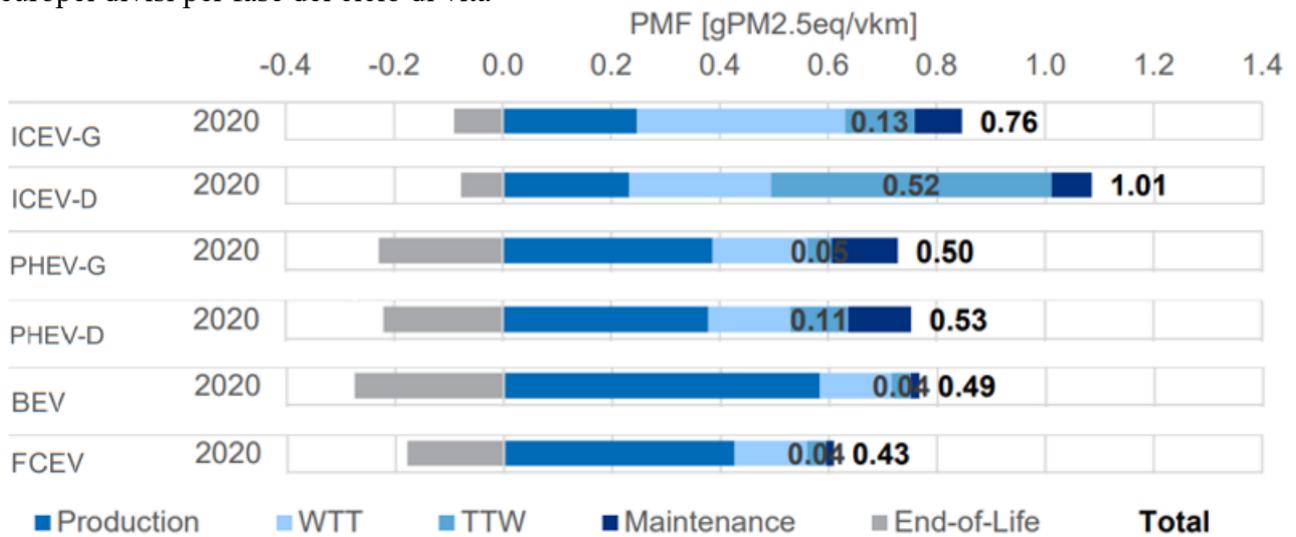
#### 4.5. Particolato (PMF) (PM)

La formazione di Particolato (PMF) è stato analizzato in Figura 4.24 solo al 2020. Anche in questo caso si è preferito enfatizzare la differenza di propulsori alimentati sia con benzina che diesel. Dalla figura si evince come il veicolo ICEV alimentato a diesel è il più impattante.

Le emissioni dirette di PM 2,5 sono più o meno simili per tutti i tipi di propulsori, perché relative all'usura di freni, manto stradale e pneumatico, piuttosto che dalle emissioni di scarico dovute all'applicazione di filtri antiparticolato nei nuovi veicoli (Ricardo, 2020). Sia i due PHEV che il BEV hanno un impatto pari alla metà rispetto all'ICEV-D e un quarto in meno rispetto all'ICEV-G e circa un decimo in più rispetto al FCEV. In fase di produzione il PM delle BEV dipende dai requisiti di nichel, rame e, in misura minore, alluminio della batteria e del motore, mentre quello dei ICEV dipende dalla produzione di platino per il catalizzatore della marmitta (Hawkins et al., 2013).

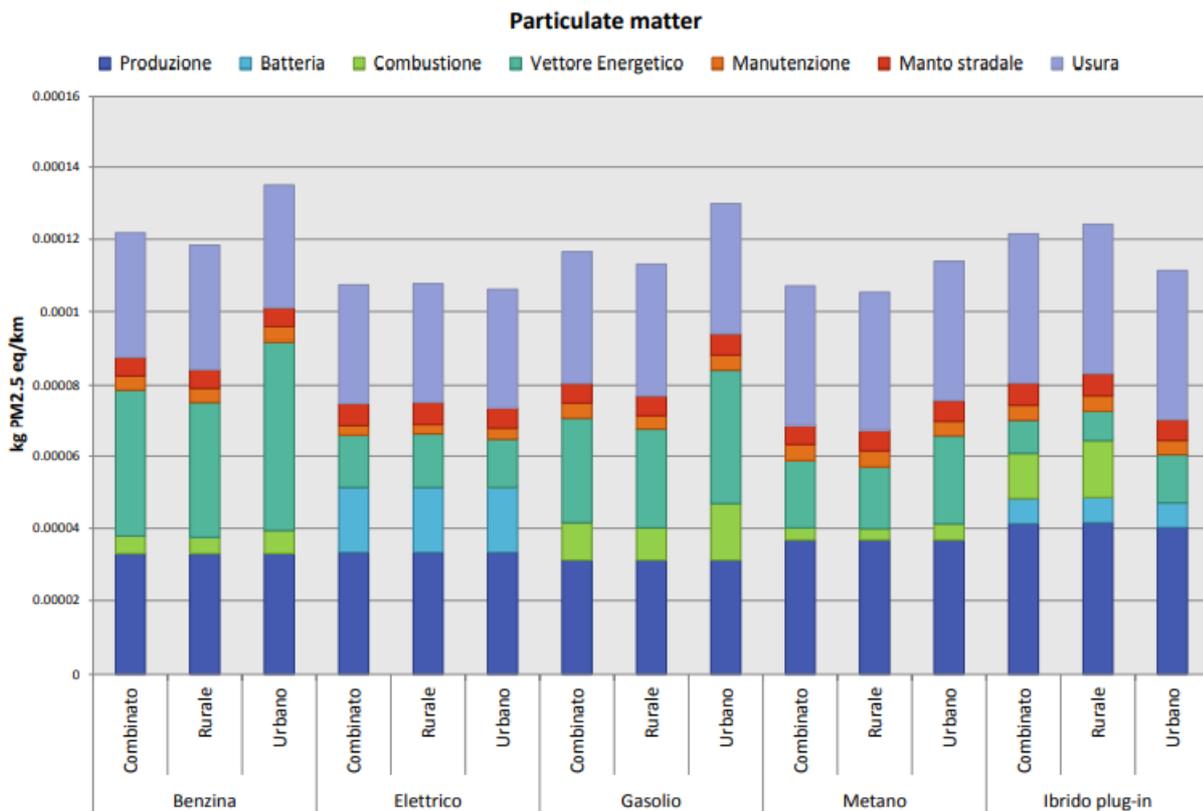
Nella Figura 4.25 (Brambilla et al., 2019) si evince una differenza meno marcata tra i diversi propulsori, in particolare il PM del gas naturale è paragonabile a quello del BEV grazie alla relativa purezza del gas naturale e alla completezza della sua combustione. Tuttavia, per la fase WTW vi è un maggior contributo del WTT nelle auto a benzina rispetto a quelle alimentate a diesel. Il particolato emesso durante l'uso del veicolo è per l'ICEV-G pari al 25% per vkm rispetto al particolato formatosi per l'ICEV-D.

Figura 4-24: PMF di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici europei divisi per fase del ciclo di vita



Fonte: "Ricardo, 2020" modificato

Figura 4-25: confronto fra veicoli con differenti tipologie di guida relativi alla categoria di impatto PM



Fonte: Brambilla et al., 2019

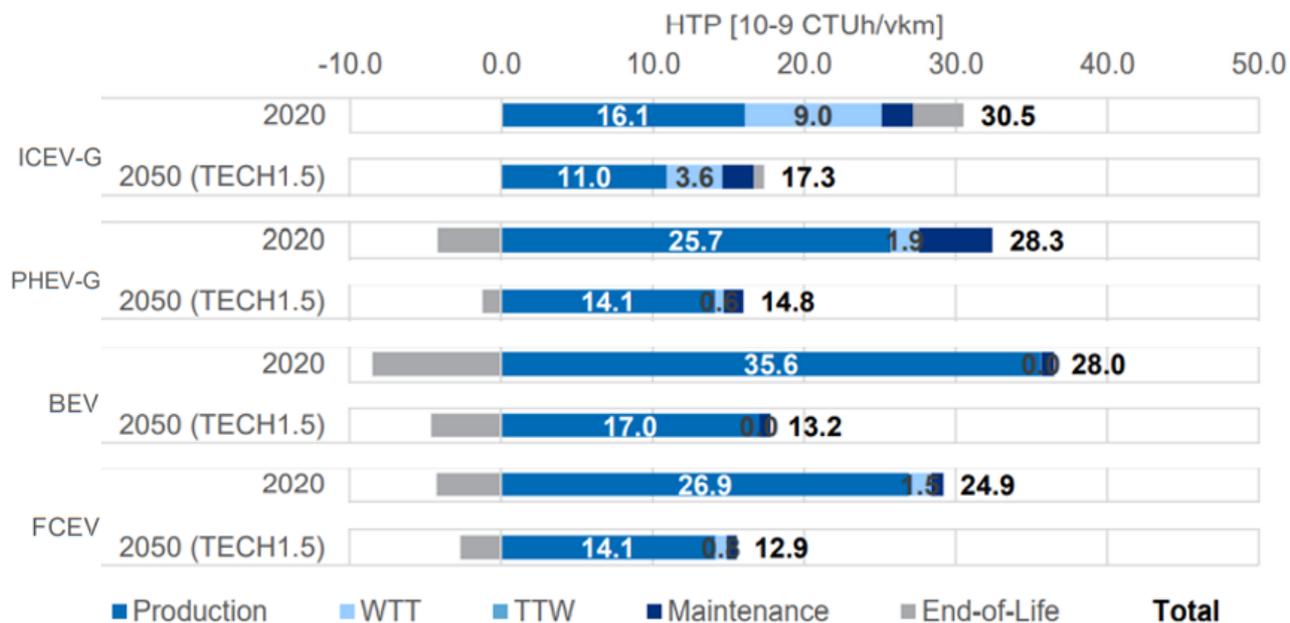
#### 4.6. Tossicità umana (HTP) (HT)

La tossicità umana è una delle poche categorie in cui non c'è convergenza fra gli studi di LCA: alcuni evidenziano una peggiore performance delle BEV rispetto alle ICEV (Nordelöf et al., 2013, Brambilla et al., 2015), altri il contrario (Ricardo, 2020).

La tossicità delle BEV è dominata dalla fase di produzione, in particolare dall'approvvigionamento delle materie prime. L'HT dipende, infatti, dalle emissioni di metalli pesanti che si hanno nelle attività di miniera e nello smaltimento degli scarti sulfurei associati all'estrazione dei metalli di rame, nichel, cobalto, alluminio e platino per la produzione delle batterie e dall'uso del carbone per la produzione di energia elettrica nei paesi produttori (prevalentemente Cina) e il relativo smaltimento dei rifiuti della lignite e dell'estrazione del carbone.

Nella Figura 4.26 estrapolata da Ricardo, nell'anno 2020 la comparazione è leggermente a favore delle FCEV, seguite da BEV, dalle PHEV e dalle ICEV-G (la peggiore tra benzina e diesel). Le BEV sono caratterizzate da un buon fine vita, visto che gli scenari considerati permettono il recupero di materiali e permettono di evitare attività legate alla produzione di batterie e materiali vergini. Nello scenario 2050 (Tech1.5) si registra un miglioramento di circa il 50% di tutti e quattro i propulsori dovuto alla riduzione degli impatti di materie prime. Nel modello di Ricardo, l'HT delle ICEV sembra sottostimato, anzi non incluso visto che è pari a zero, nonostante le emissioni tossiche che si verificano durante la fase TTW delle ICEV. Questo problema si ritrova in gran parte della letteratura LCA analizzata (Tagliaferri et al., 2016, Del Pero et al., 2018). "Girardi et al., 2015" considerano le emissioni in fase di uso (TTW) che ammontano a circa 20% dell'HT totale delle ICEV.

Figura 4-26: Tossicità umana di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici europei divisi per fase del ciclo di vita



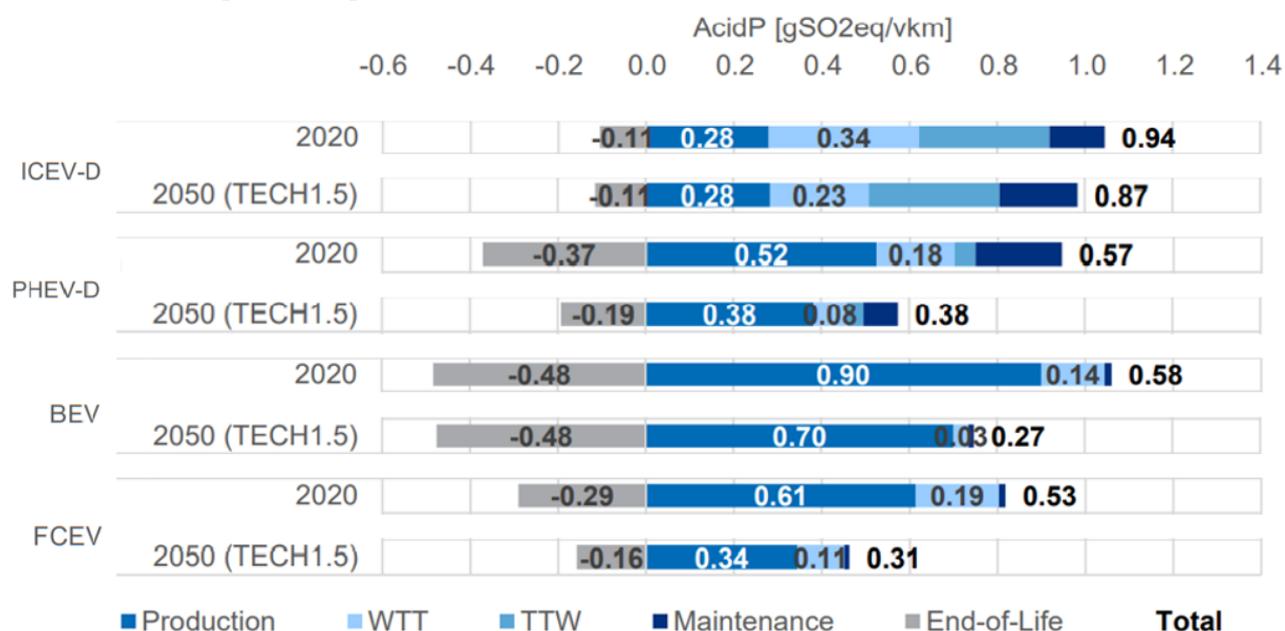
Fonte: "Ricardo, 2020" modificato

#### 4.7. Acidificazione (AP) (AcidP)

I propulsori ICEV hanno un impatto maggiore in termini di AP rispetto ai BEV, seguiti nell'ordine da PHEV, BEV, FCEV (impatto minore). L'ICEV-D presenta il maggior AP. La fase più rilevante per questo propulsore è la WTW (equamente distribuita fra WTT e TTW), seguita dalla produzione oltre che ad una piccola quota di manutenzione e a un credito di fine vita (10%). Rilevante è il credito del BEV nel fine vita dovuto alle emissioni evitate grazie al recupero di materiali. Nel 2050 tutti i

propulsori migliorano, in particolare il FCEV.

Figura 4-27: Acidificazione di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici europei divisi per fase del ciclo di vita

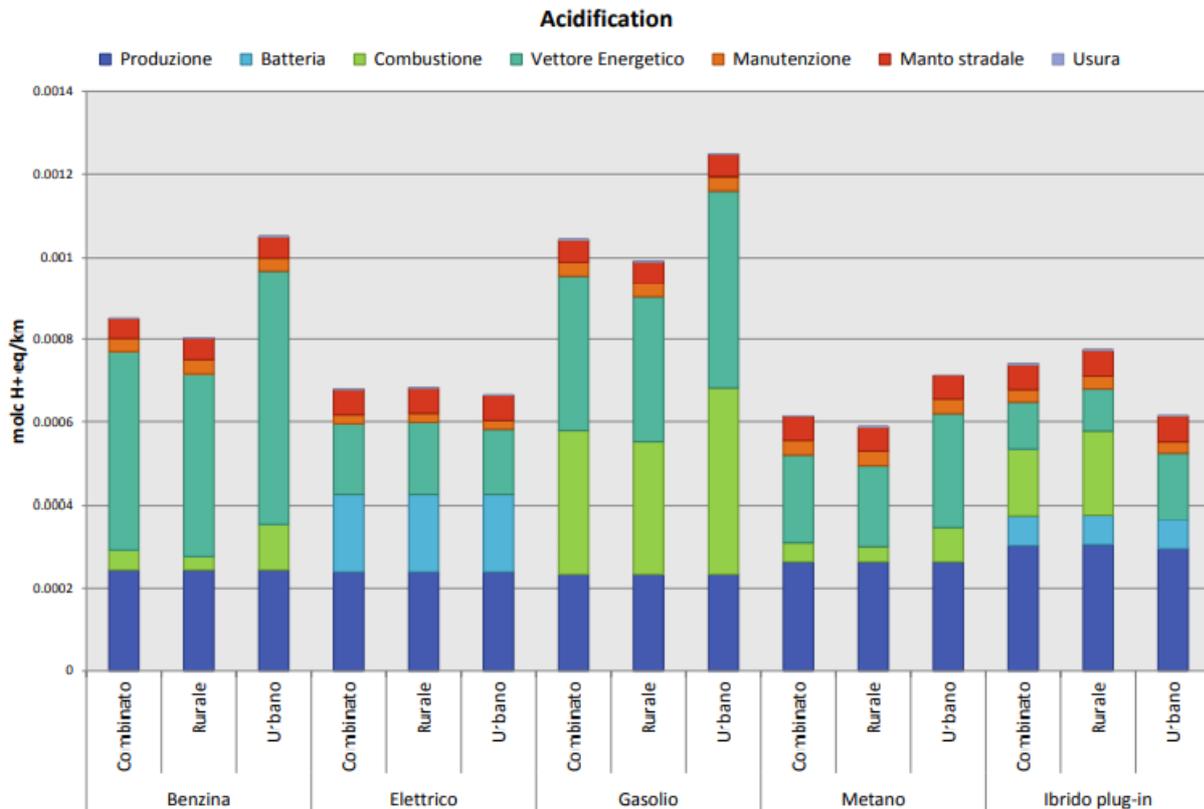


Fonte: "Ricardo, 2020" modificato

Per i propulsori xEV la fase che contribuisce maggiormente all'impatto complessivo è la produzione del veicolo e della batteria, che può essere ricondotto ai requisiti di nichel, rame e, in misura minore, alluminio della batteria e del motore. La fase di produzione nell'ICEV è 1/2 rispetto al PHEV e 1/3 rispetto al BEV: oltre il 70% dell'AP della fase di produzione degli ICEV è causato dalla produzione di platino per il catalizzatore della marmitta (Hawkins et al., 2013).

Nel 2050 (scenario Tech1.5) la variazione dell'impatto è maggiore per i propulsori PHEV, BEV e FCEV, in quanto l'impatto diminuisce rispettivamente del 33%, del 53% e del 42%. Osservando la Figura 4.28 (Brambilla et al, 2019) è possibile apprezzare la quota associata alla produzione del veicolo e della batteria in maniera separata. Mentre la produzione del veicolo è molto simile per i diversi tipi di propulsore (ICEV, BEV e poco maggiore per il PHEV), la produzione di batteria aumenta significativamente il contributo complessivo di questa fase. Nelle BEV la batteria contribuisce per una percentuale superiore al 40% per la sola produzione, mentre nel PHEV l'incremento percentuale dovuto alla batteria è del 20%. La Figura 4.28 conferma i risultati di "Ricardo, 2020" sia per quanto riguarda le prestazioni migliori del BEV rispetto a PHEV e ICEV-D, ma anche del contributo di ciascuna fase all'impatto complessivo.

Figura 4-28: confronto fra veicoli con differenti tipologie di guida relativi alla categoria di impatto AP



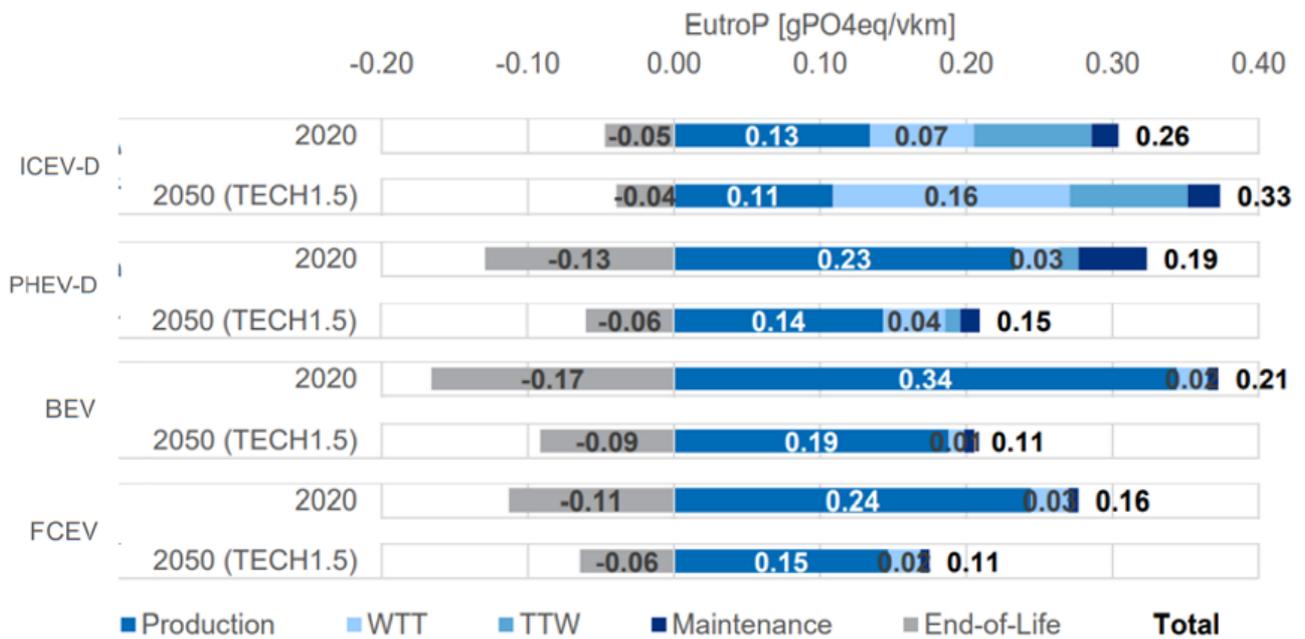
Fonte: Brambilla et al., 2019

#### 4.8. Eutrofizzazione delle acque (NP) (EutroP) (EP)

In questa categoria d’impatto i risultati fra gli studi divergono: “Ricardo, 2020” (Figura 4.29), infatti, riporta che gli impatti sono maggiori per le ICEV, mentre “Brambilla et al., 2019” (Figura 4.30) evidenziano un maggiore impatto per l’elettrico e l’ibrido, anche dovuto all’assenza della fase di fine vita in Brambilla, che invece risulta vantaggiosa (crediti) nell’analisi di Ricardo.

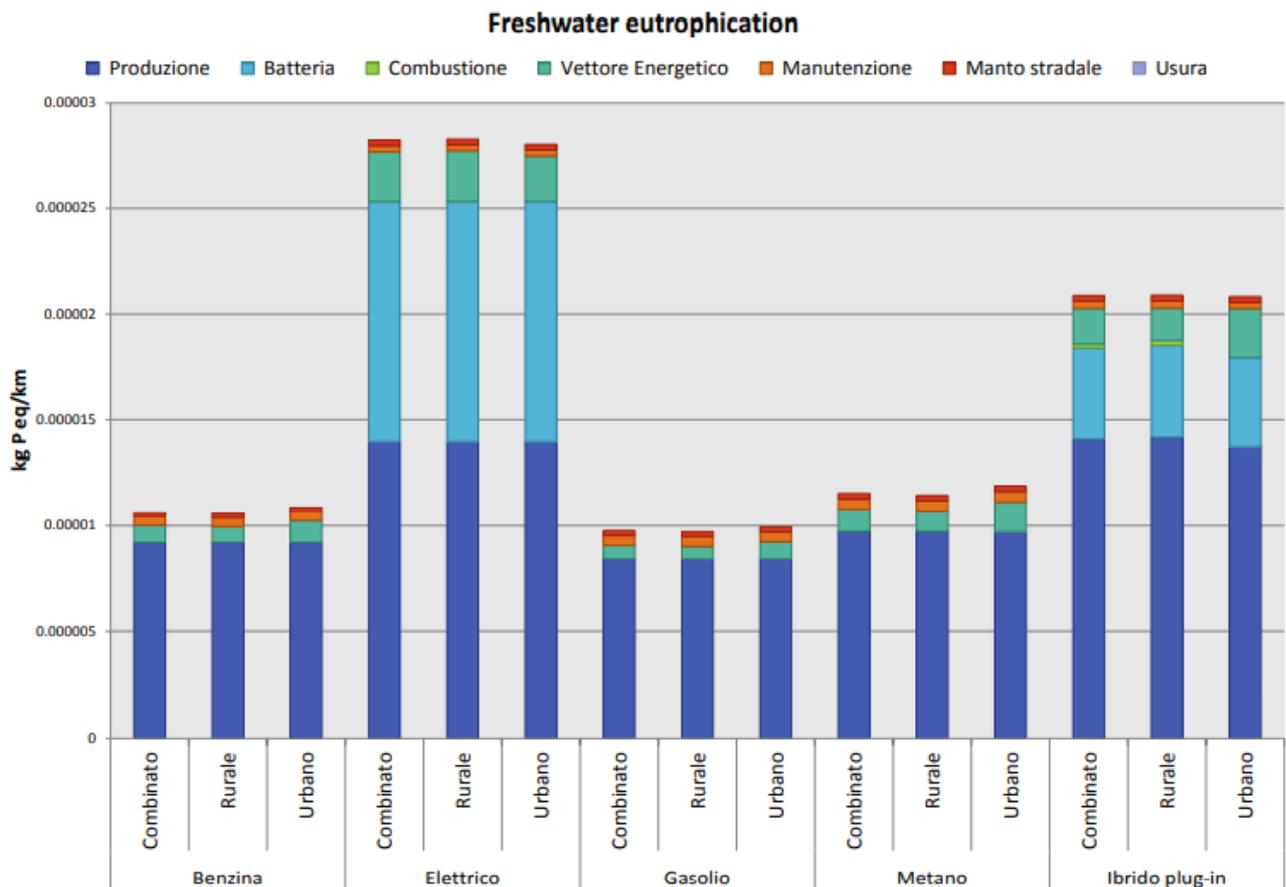
Le emissioni dei BEV sono legate alla produzione, in particolare nella fase di approvvigionamento delle materie prime, mentre quelle dell’ICEV si distribuiscono tra produzione, seguita poi in uguale contributo tra WTT e TTW. Rilevanti sono i crediti del fine vita per tutti gli elettrici. Nello scenario 2050 (Tech1.5) si ha la riduzione del carico per tutti i BEV con una conseguente riduzione dei crediti; al contrario, gli ICEV aumentano, in particolare nel WTT. I veicoli FCEV risultano i migliori per entrambi gli scenari.

Figura 4-29: Eutrofizzazione delle acque di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici europei divisi per fase del ciclo di vita



Fonte: "Ricardo, 2020" modificato

Figura 4-30: confronto fra veicoli con differenti tipologie di guida relativi alla categoria di impatto NP

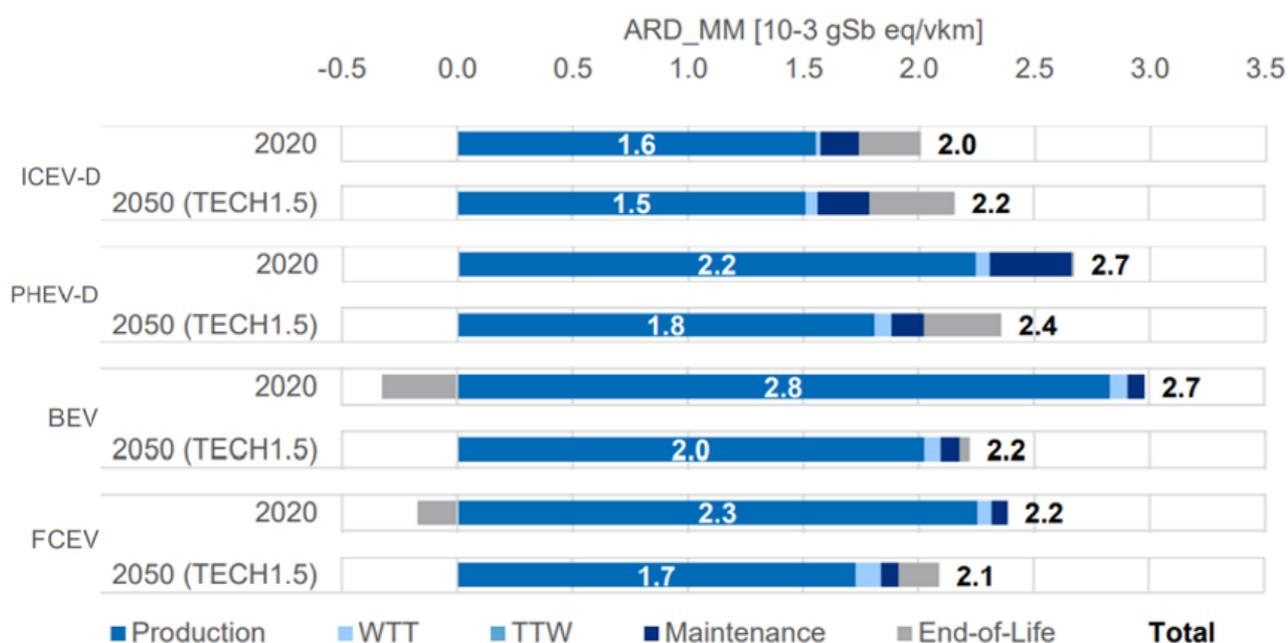


Fonte: Brambilla et al., 2019

#### 4.9. Diminuzione delle risorse abiotiche, minerali e metalli (ARD\_MM) (CR\_M)

Come si evince dalla Figura 4.31, in questa categoria i propulsori elettrici e ibridi risultano peggiori della ICEV. Per le xEV la categoria è dominata dagli impatti dovuti all'uso dei materiali usati nella batteria e nel motore elettrico, con impatti in fase di produzione dell'ICEV rispetto a PHEV, BEV e FCEV rispettivamente del 28%, 43% e 30%. Allo stesso modo della categoria di tossicità umana, i punti critici per gli xEV sono dovuti principalmente ai componenti elettronici e all'uso di rame e, in misura minore, di cobalto, nichel e litio, nelle batterie. Questa categoria di impatto potrebbe essere ancora più alta per gli xEV se ci fossero i fattori di caratterizzazione degli elementi di terre rare maggiormente utilizzati nel motore elettrico, ossia neodimio, disprosio e praseodimio. Questi elementi per i quali ci sono problemi di potenziale esaurimento, provengono da paesi terzi all'UE, soprattutto dalla Cina, e creano anche problemi di dipendenza per l'approvvigionamento.

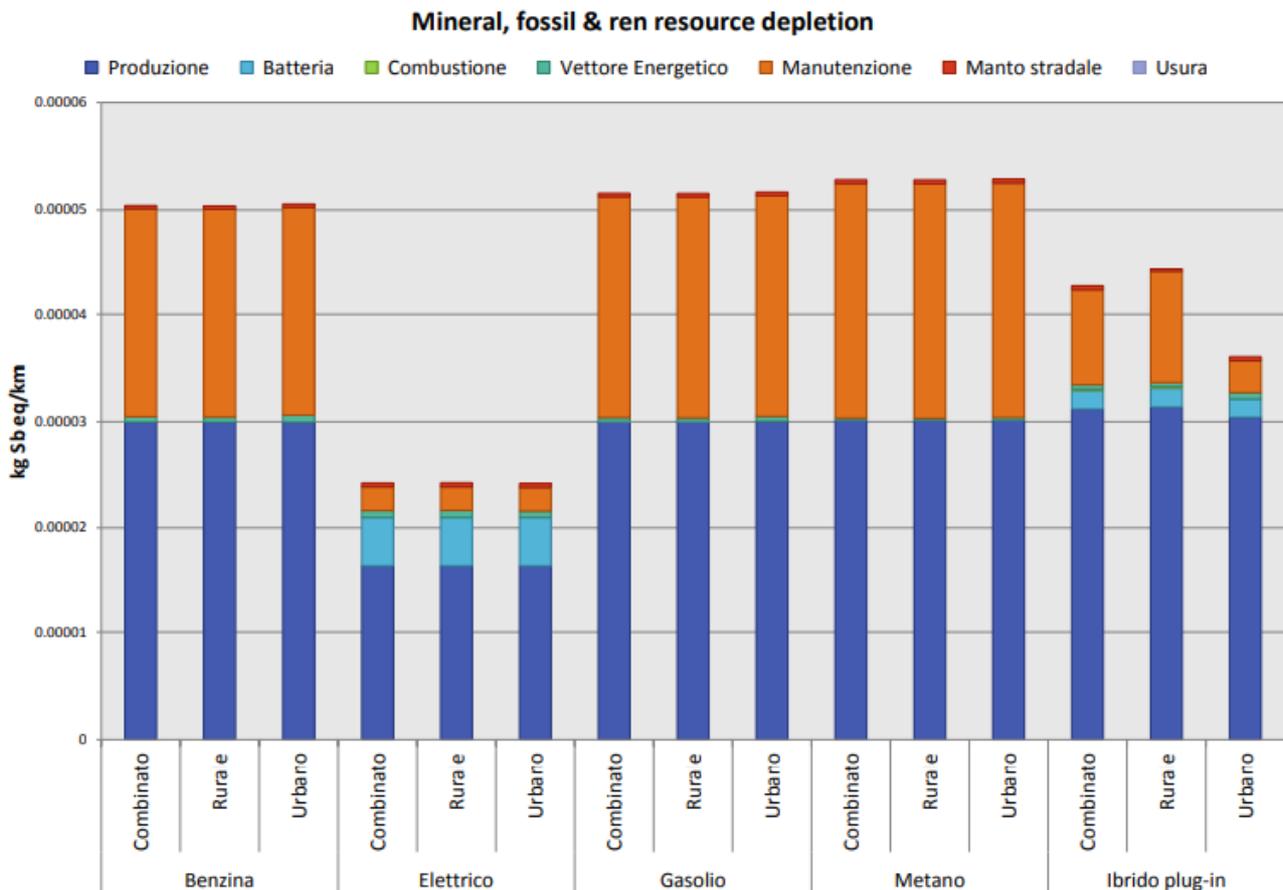
Figura 4-31: Diminuzione delle risorse abiotiche minerali e metalli (ARD\_MM) (CR\_M) di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici europei divisi per fase del ciclo di vita



Fonte: "Ricardo, 2020" modificato

Anche "Brambilla et al., 2021" riportano lo stesso risultato a sfavore delle BEV; tuttavia, nel precedente studio del 2019 di Brambilla, come si evince dalla Figura 4.32, l'auto elettrica e quella ibrida risultano migliori nel Consumo di Risorse Abiotiche (ADP), che è espressa in modo aggregato come *Mineral, fossil and renewable resource depletion*, e non nelle due sotto categorie di (ARD\_MM e ARD\_FE).

Figura 4-32: confronto fra veicoli con differenti tipologie di guida relativi alla categoria di impatto ADP

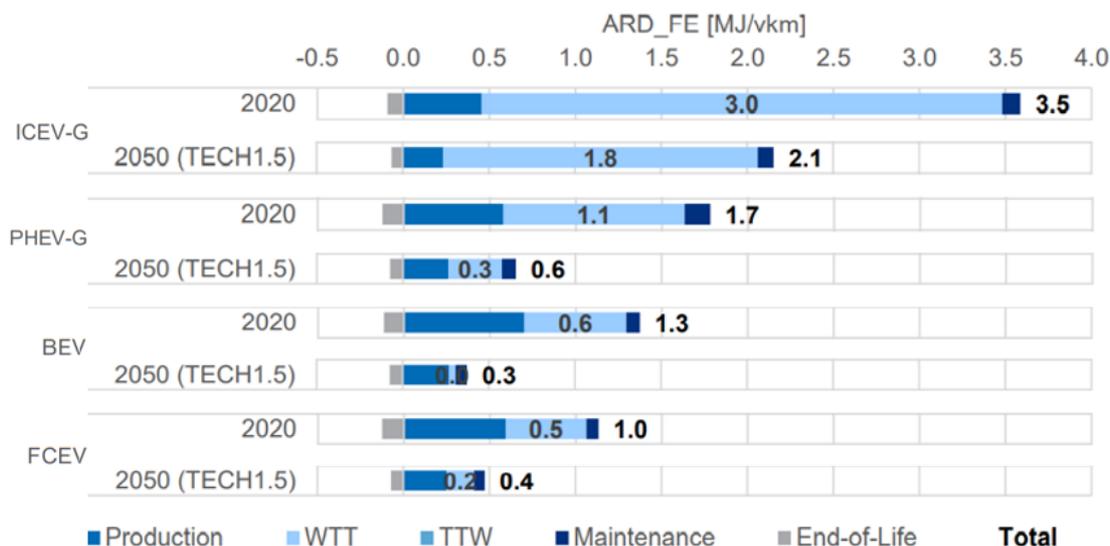


Fonte: Brambilla et al., 2019

#### 4.10. Diminuzione delle risorse abiotiche, energia fossile (ARD\_FE) (CR\_E)

In questa categoria le FCEV, le BEV e le PHEV-G presentano rispettivamente un carico pari a circa 70%, 63% e 52% rispetto alle ICEV a benzina, che sono caratterizzate da un impatto molto alto in WTT (Figura 4.33). Nello scenario 2050 (Tech 1.5) il divario tra i propulsori elettrici e quelli convenzionali aumenta poiché passa ad 1/5 nel caso delle FCEV, 1/7 nel caso delle BEV, 1/3 nel caso delle PHEV a benzina, dovuto a un mix energetico basato sulle fonti rinnovabili e nucleare a discapito dei combustibili fossili. Secondo “Tagliaferri et al., 2016” i requisiti energetici per l’assemblaggio della batteria sono i principali contributori all’ADP di BEV. Il fabbisogno energetico per l’assemblaggio della batteria varia fra il 37% e il 52% dell’ADP totale della produzione delle batterie.

Figura 4-33: Diminuzione delle risorse abiotiche, energia fossile (ARD\_FE) di veicoli di piccola-media taglia di diverse motorizzazioni con diversi mix elettrici europei divisi per fase del ciclo di vita



Fonte: "Ricardo, 2020" modificato

#### 4.11. Altre categorie di impatto

Tra le altre categorie di impatto meno rilevanti per il settore dei trasporti è opportuno citare le Radiazioni Ionizzanti (IRP), la Diminuzione dello Strato di Ozono (ODP), l'Uso del Suolo (LU), la Dissipazione dell'Acqua (WaterS) e la Eco Tossicità delle Acque dolci (ETP\_FA). Nella prima categoria le xEV risultano nettamente peggiori delle ICEV a causa dell'impatto dovuto alla produzione di energia nucleare. Questa categoria, infatti, è quella per la quale l'energia elettrica di fonte nucleare presenta il maggiore impatto. Solo nello studio di "Ricardo, 2020" l'ODP risulta più alto nelle BEV rispetto alle ICEV. Tutti gli altri studi non considerano questa categoria di impatto. Nell'Uso del Suolo le BEV risultano peggiori delle ICEV a causa del consumo di energia elettrica, in particolare a causa della componente rinnovabile di eolico, fotovoltaico e biomassa. La categoria di Dissipazione dell'Acqua è maggiore per le ICEV a causa del WTT per i consumi che si hanno durante l'approvvigionamento del vettore energetico. Infine, l'Eco Tossicità risulta maggiore nelle BEV rispetto alle ICEV per gli stessi motivi della Tossicità Umana.

#### 4.12. Analisi di sensibilità

In alcuni degli studi analizzati è stata eseguita l'analisi di sensibilità col fine di valutare l'affidabilità dei risultati ottenuti nella valutazione di impatto (LCIA). Le analisi di sensibilità modellate sono diverse e relative a parametri dei propulsori a combustione interna, ibridi ed elettrici che non possono essere trascurati e pertanto meritano ulteriori considerazioni. Tali analisi sottolineano l'importanza di ipotesi e parametri soprattutto per la determinazione delle emissioni dei GHG, ma riscontrano variazioni anche per altre categorie di impatto.

I risultati delle principali analisi di sensibilità sono già stati trattati nei paragrafi precedenti e, per tale motivo, in questo paragrafo, ci si limita ad indicare le analisi di sensibilità comuni tra i diversi lavori analizzati. Esse sono:

- Sensibilità sul mix di generazione elettrico nazionale: comporta una composizione del mix elettrico attuale per Stati (medio europeo, italiano o relativo ad altri Stati). L'utilizzo del mix elettrico medio europeo per valutare gli impatti dei veicoli può nascondere differenze significative nei mix elettrici nazionali che incidono sulle prestazioni relative dei propulsori nei diversi Stati analizzati. Un BEV in uno Stato il cui mix elettrico è ad alta intensità di carbonio comporta prestazioni scadenti rispetto ad un altro Stato in cui il mix elettrico è più green.
- Sensibilità sul mix di generazione di energia elettrica futuro secondo diversi scenari (al 2050).
- Sensibilità sul mix elettrico in funzione delle fasce orarie (fossile/rinnovabile)
- Sensibilità sulle catene di produzione del carburante e le variazioni per determinate miscele attuali e future con integrazione di carburanti bio di prima e seconda generazione.
- Sensibilità sul chilometraggio di vita utile (valore minimo studiato a 100.000 km e valore massimo a 270.000 km) in quanto comporta significativi effetti sulle prestazioni a seconda del propulsore analizzato.
- Sensibilità sulla futura riduzione delle emissioni TTW degli ICEV ipotizzando uno scenario alternativo con una significativa riduzione futura degli inquinanti della qualità dell'aria stimata orientativamente al 25% (ad es. a causa di possibili futuri standard Euro7/VII e oltre).
- Sensibilità della temperatura ambiente che comporta un diverso comportamento per i propulsori in funzione delle temperature estreme (calde e fredde) e che richiedono l'uso di sistemi ausiliari andando ad aumentare gli impatti in fase WTW.
- Sensibilità sulla composizione del materiale e i relativi effetti delle variazioni della composizione. La sostituzione dei materiali attualmente utilizzati con altri più leggeri è una valida strategia per ridurre la massa complessiva del veicolo e, quindi, gli impatti. Tuttavia, alcuni materiali leggeri potrebbero essere responsabili di ulteriori impatti associati ad una produzione più energivora o ad una maggior difficoltà nel riciclaggio.
- Sensibilità sulla gamma elettrica degli xEV: Batterie che garantiscono una maggiore autonomia risultano più pesanti in termini di massa e implicano maggiori impatti per la produzione e un maggior consumo di energia nella fase WTW. Lo sviluppo di batterie più grandi deve essere affiancato, quindi, dall'utilizzo di materiali più leggeri. Tuttavia, una maggior autonomia per i PHEV comporta una maggiore guida in modalità elettrica e quindi un minor impatto del GWP rispetto all'ICEV.
- Sensibilità sulla densità di energia delle batterie, che considera diverse percentuali di miglioramento della densità di energia della batteria negli anni futuri a causa di una combinazione di cambiamenti nella chimica, nel miglioramento delle celle e del pacco.
- Sensibilità sulla produzione di batterie e fine vita, in cui vengono valutati scenari alternativi in cui si presuppone per esempio, l'utilizzo di energia rinnovabile, tassi di riciclaggio più elevati delle batterie, una quota maggiore di produzione e il trattamento di fine vita in Europa.
- Sensibilità sulla produzione del veicolo ed EoL (batterie escluse), in cui vengono valutati, similmente all'analisi precedente, scenari alternativi dell'UE in cui si prevede un maggior uso dell'energia rinnovabile per le fasi di produzione e fine vita del veicolo e tassi di riciclaggio più elevati.
- Sensibilità in funzione del tipo di guida (urbana, extra-urbana, rurale, combinata)
- Sensibilità sul peso/taglia del veicolo.

## 5. Insegnamenti e considerazioni finali

Il lavoro di rassegna bibliografica svolto permette di individuare una serie di argomenti sui quali si ritiene necessario focalizzare l'attenzione al fine di fornire ai decisori strumenti di supporto per le scelte in tema di sostenibilità dei trasporti in ambito urbano. I seguenti punti saranno sviluppati nel corso di questo paragrafo:

- Importanza dell'approccio di ciclo di vita
- Cambiamenti climatici e decarbonizzazione del mix elettrico
- Tossicità umana
- Diminuzione delle risorse minerarie
- Prospettive tecnologiche, economia circolare e sviluppo della filiera del riciclaggio

### Importanza dell'approccio di ciclo di vita

Gli studi analizzati e la letteratura consultata mostrano come l'approccio di ciclo di vita sia assolutamente calzante per definire gli *hot-spots* dei diversi sistemi di mobilità analizzati (a combustione interna, ibridi, plug in, elettrici, fuel cells) e per effettuare delle valutazioni ambientali comparative in modo da provare a rispondere alla domanda di "quale sia meglio in assoluto" o "quale sia meglio relativamente ad un singolo aspetto" tipo effetto serra, diminuzione delle risorse o tossicità umana o ambientale. La LCA quantifica gli impieghi di tutte le materie prime e di tutti i flussi di energia in input e di tutti gli inquinanti in output e converte questi dati materiali in categorie di impatto ambientale, effetto serra, tossicità umana, smog fotochimico. Non considera, quindi, solo una categoria di impatto, ad esempio effetto serra, ma tutte le categorie di impatto ambientale che costituiscono il "profilo ambientale" di un prodotto. Solo prendendo in considerazione tutti i tipi di emissione, non solo quelle climalteranti, si può avere un'idea complessiva del profilo ambientale del prodotto e dei suoi impatti sui diversi tipi di inquinamenti e diminuzione delle risorse energetiche e minerarie.

Solo guardando all'intero ciclo di vita di un prodotto, quale l'auto, si può capire quali sono le fasi critiche del ciclo di vita (estrazione delle materie prime, produzione, uso, smaltimento) ed evitare che minori impatti in una fase del ciclo di vita del prodotto siano controbilanciati in altre fasi, o che minori impatti in una determinata regione spaziale siano controbilanciati da peggioramenti in altre aree spaziali. La LCA quantifica tutti i carichi ambientali e permette di capire se determinate innovazioni sul sistema studiato o sostituzioni di quel prodotto con un altro (esempio ICEV con BEV) comportano il passaggio del carico ambientale da un paese all'altro o da un periodo temporale all'altro.

Questo approccio è perfettamente calzante per le categorie di impatto globali, tipo effetto serra o diminuzione dello strato di ozono, ossia quelle in cui il luogo di emissione degli inquinanti non influenza l'entità dell'impatto al livello globale. Al contrario, categorie di impatto tipo, ad esempio, la tossicità umana o ambientale, necessitano di un'analisi anche relativa all'esposizione per conoscere quali sono i recettori esposti a quelle emissioni. Da questo punto di vista è necessario ricordare che la LCA è uno strumento *site-independent*, ossia non si occupa dell'area spaziale in cui le emissioni vengono emesse poiché effettua un'addizione di inquinanti emessi, ad esempio su una città o in area scarsamente abitata o durante i trasporti marittimi sull'Oceano. Questo aspetto è talvolta trascurato dagli studi di LCA, che effettuano inventari non regionalizzati in cui non si considera il luogo di

emissione dei rilasci, l'esposizione degli esseri umani o di altri recettori, l'effettivo danno che si provoca a questi recettori. Questi aspetti *site-dependent*, devono essere considerati nella LCA o, quanto meno, è necessario evidenziare negli studi di LCA quali sono le emissioni che impattano su aree densamente popolate e quelle che invece sono emesse in aree a bassa densità di popolazione per evitare di raggiungere risultati che non tengano conto della reale esposizione agli inquinanti degli esseri umani.

Dall'analisi critica della letteratura di LCA si deduce che la motorizzazione elettrica ha impatti significativamente più bassi per quasi tutte le categorie di impatto e può offrire vantaggi locali in termini di qualità dell'aria grazie all'assenza di emissioni di gas di scarico laddove le centrali elettriche siano ubicate lontano dai centri abitati. Al contrario, per le categorie di impatto della diminuzione delle risorse minerarie e della tossicità umana, l'auto elettrica non si dimostra ancora competitiva con le altre a causa della richiesta aggiuntiva di minerali quali il rame, nichel e cobalto necessari alle batterie. La fase di estrazione, le attività minerarie e lo smaltimento degli scarti di miniera associati all'estrazione di questi metalli comportano emissioni tossiche che si verificano principalmente in aree a scarsa densità di popolazione.

#### Cambiamenti climatici e decarbonizzazione del mix elettrico

Durante tutto il suo ciclo di vita, un tipico BEV in Europa offre una riduzione delle emissioni di gas serra (GHG) nell'ordine rispettivamente del 20% e del 30% rispetto all'equivalente ICEV diesel e a benzina. L'entità della differenza dipende fortemente dal mix di elettricità: studi più recenti sul mix elettrico europeo e italiano hanno ottenuto un GWP delle BEV inferiore di circa il 50% rispetto a quello delle ICEV. Nelle BEV il mix di generazione di elettricità ha influenza su tutte le fasi del ciclo di vita, ma soprattutto su quella di utilizzo: ricaricare i BEV con un mix elettrico basato solo carbone comporta un GWP più elevato rispetto agli ICEV, mentre l'utilizzo di un mix elettrico basato sulle fonti rinnovabili o, più in generale, sulle fonti a bassa intensità di carbonio nel loro ciclo di vita (come il nucleare), comporterebbe emissioni inferiori di oltre il 90% rispetto a un ICEV. In futuro, con il maggiore uso di elettricità a basse emissioni di carbonio nel mix europeo ed italiano aumenterà notevolmente il risparmio di emissioni di gas serra dei BEV rispetto agli ICEV. La decarbonizzazione del mix elettrico è, quindi, il passo più importante verso la minimizzazione degli impatti dei veicoli elettrici rispetto agli ICEV. All'aumentare del tasso di elettrificazione, nel passaggio da ICEV ad ibride (HEV), a ibride plug in (PHEV) e a elettriche pure o a fuel cell (BEV e FCEV), si verifica una graduale e progressiva riduzione del carburante a favore dell'energia elettrica e la riduzione del GWP: ad esempio nelle ICEV o ibride a benzina il GWP, (espresso in gCO<sub>2</sub>eq./vkm) nel 2020 è passato da 269 (ICEV-G) a 208 (HEV-G), 143 (PHEV-G), 120 (BEV), 186 (FCEV). Le FCEV presentano in fase di WTT un GWP maggiore rispetto alle BEV, poiché l'idrogeno è attualmente prodotto quasi del tutto tramite il reforming del metano, tecnologia caratterizzata da impiego di materia prima di origine fossile, da consumi energetici e da emissioni di CO<sub>2</sub> (Clean Hydrogen Partnership, 2022). Il FCEV risulta essere una tecnologia sicuramente meno impattante per l'ambiente rispetto all'ICEV. Tuttavia, affinché risulti competitiva e paragonabile ai propulsori BEV ed PHEV, è necessario, oltre alla variazione futura della composizione percentuale del mix elettrico, anche uno sviluppo della tecnologia per la produzione dell'idrogeno (per esempio passando dall'attuale tecnologia di reforming del metano ad

una aggregata al CCS - Carbon Capture and Storage - o in alternativa all'elettrolisi mediante energia elettrica da rete o da fonti rinnovabili).

Il GWP è influenzato anche dalla taglia e dal chilometraggio del veicolo. Il consumo di carburante negli ICEV e il consumo di energia nei BEV e i conseguenti GWP dei veicoli aumentano all'aumentare della taglia del veicolo. Poiché circa la metà del GWP dei BEV si verifica durante la produzione, un chilometraggio di vita utile più elevato, rispetto al chilometraggio di 150.00 km (spesso riportato in altri lavori analizzati), ad esempio 225.00 km ("Ricardo, 2020") permette di avere GWP per km inferiore facendo così aumentare la convenienza dei BEV rispetto agli ICEV. Il GWP delle materie prime e delle fasi di produzione è più elevato per i BEV rispetto agli ICEV (circa 1,25 volte in più), a causa del fabbisogno energetico per l'estrazione delle materie prime, lavorazione e produzione delle batterie. La maggior parte delle LCA dei BEV rileva che la produzione di batterie è responsabile del 30-40% del loro GWP. Il peso della batteria è direttamente proporzionale all'autonomia della batteria stessa: sarebbe necessario che i consumatori prima dell'acquisto della loro auto abbiano piena consapevolezza dell'uso della propria auto (ciclo di guida urbano o extra-urbano, numero di passeggeri, capienza bagagliaio, ecc...) in modo da scegliere le auto con batterie non superiori rispetto alle loro esigenze.

La tipica distanza di guida giornaliera per la maggior parte delle auto è sufficientemente breve da poter essere alimentata da una batteria PHEV (circa 1/4 in peso della batteria di un BEV), tale da rendere inutilizzata gran parte della batteria installata su un BEV. Solitamente un propulsore BEV è considerato vantaggioso rispetto all'ICEV e la tecnologia PHEV è vista come una fase di transizione fra i motori a combustione interna e quelli completamente elettrici. Alcune caratteristiche del PHEV contribuirebbero al raggiungimento degli obiettivi climatici fissati dalla Unione Europea: i pacchi batteria più piccoli e compatti comportano una minor estrazione di minerali utili per la loro produzione e che, a parità di energia generata, consentirebbero di alimentare un maggior numero di veicoli; un peso minore della batteria ridurrebbe le emissioni di GHG in fase di produzione. Inoltre, in ambito prettamente urbano, un PHEV può essere ampiamente utilizzato in modalità elettrica riducendo la necessità di carburanti che così potrebbe essere soddisfatta dalla produzione di carburanti rinnovabili prodotti in modi sostenibile. Tuttavia, per un propulsore plug-in è da considerare, seppur in minima parte, la presenza di emissioni in fase di utilizzo. La tecnologia PHEV combinata con carburanti rinnovabili ha un interessante potenziale di riduzione dei gas serra, secondo alcuni autori superiori rispetto alla tecnologia BEV (Figura 4.16). È quindi opportuno considerare parallelamente diverse strategie per ottenere una riduzione dei GHG: decarbonizzazione del mix elettrico, aumento della produzione di carburanti sostenibili e rinnovabili. Ulteriori riduzioni di GHG sarebbero realizzabili con la riduzione dell'uso dell'auto per trasporto privato, l'incremento di mezzi alternativi, per esempio la micro-mobilità elettrica e il conseguente aumento del trasporto pubblico.

### Tossicità umana

Tutti gli studi analizzati e la letteratura consultata mettono in evidenza il più alto impatto dei BEV rispetto agli ICEV relativamente alla categoria di tossicità umana. Premesso che, come visto, la HT è la categoria di impatto con il fattore di robustezza minore, questo impatto dipende dalle emissioni e dai rilasci relativi alle attività di estrazione dei minerali di rame, nichel e cobalto, oltre che di terre rare, necessari alla produzione delle batterie e dei motori elettrici. A

questo si aggiunge che queste attività sono energy intensive e che il mix energetico dei paesi in cui avvengono tali attività è spesso basato sul carbone, che provoca ulteriori impatti di tossicità umana ed ambientale. Questo aspetto, sottolineato da tutti gli studi di LCA, tuttavia non considera che spesso tali attività minerarie avvengono in aree a scarsa densità di popolazione e che, quindi, il danno reale (non potenziale) di tali emissioni potrebbe essere inferiore. Al contrario, la maggior parte degli studi di LCA analizzati e della letteratura consultata non evidenzia impatti rilevanti relativi alla tossicità durante l'uso degli ICEV, nonostante l'uso avvenga principalmente nelle città, in aree quindi ad altissima densità di popolazione. Alcuni studi attribuiscono il basso (o nullo risultato) della tossicità delle ICEV in fase TTW alla mancanza di fattori di caratterizzazione della tossicità umana degli inquinanti relativi al TTW delle ICEV. Si ritiene che la superiorità dell'HT delle BEV rispetto alle ICEV dipenda anche dal fatto che tutti gli studi, in linea con la metodologia di LCA (e con i suoi limiti), effettuano una mera addizione degli inquinanti relativi alla tossicità umana nelle varie fasi del ciclo di vita dei BEV e degli ICEV tralasciando il dato relativo all'esposizione, che è molto alta per la fase di uso delle ICEV e più bassa per la fase di produzione delle batterie dei BEV (attività minerarie). Si ritiene, quindi, che gli attuali modelli usati in LCA per la valutazione di questo impatto che non considerano l'esposizione, portino ad una sottostima della tossicità TTW degli ICEV e ad una sovrastima della tossicità della fase di produzione dei BEV, cosa che conseguentemente porta ad un risultato migliore per le ICEV rispetto alle BEV come riportato da tutti gli studi.

#### Diminuzione delle risorse minerarie

Tutti gli studi analizzati e la letteratura consultata mettono in evidenza l'impatto nettamente superiore dei BEV rispetto agli ICEV relativamente alla diminuzione delle risorse minerarie a causa del maggiore ricorso di *Critical Raw Materials* e altri minerali, quali grafite, cobalto, litio (utilizzati nelle batterie), elementi di Terre Rare, tra i quali neodimio, disprosio e praseodimio (utilizzati nel motore elettrico), oltre a nichel e manganese. Si pongono, quindi, evidenti problemi di esaurimento di risorse minerarie nonché di dipendenza nell'approvvigionamento dell'Europa da paesi terzi (es. Cina). Si ritiene che questo sia il problema ambientale più importante delle BEV, ossia il depauperamento di risorse minerarie di materie prime critiche per le quali l'Italia e l'UE hanno una limitatissima disponibilità e risultano dipendenti dall'approvvigionamento estero. A questo problema ambientale in termini di depauperamento si collega un problema economico legato al regime quasi monopolistico nell'offerta di queste materie prime critiche con i conseguenti rischi su possibili limiti dell'offerta e innalzamento dei prezzi.

#### Economia circolare e sviluppo della filiera del riciclaggio

L'impatto ambientale generato dal settore automobilistico, in particolare per le auto xEV, è destinato a migliorare attraverso lo sviluppo della ricerca. La chiave per ottenere questo miglioramento è incentrata sulle batterie agli ioni di litio. Queste, infatti, hanno sostituito la tecnologia precedente (Ni-Cd, Pb-Ac e NiMH), ma ulteriori passi sono da compiere per incrementare i vantaggi ambientali. Per esempio molti studi stanno analizzando lo sviluppo di batterie di nuova generazione, come le batterie LNM ricche di litio o le batterie al litio zolfo (Li-S) che potrebbero essere applicate anche ai veicoli, le batterie all'ossido di litio (Li-O<sub>2</sub>) e le batterie ZEBRA.

Analogamente, allo sviluppo tecnologico delle batterie (estensione della durata, aumento della densità di energia, maggior affidabilità e sicurezza, utilizzo di materiali più economici, l'aumento della velocità di ricarica e molti altri) deve seguire un processo di selezione dei materiali più leggeri per la produzione dei veicoli e delle batterie stesse (evitare metalli pesanti come manganese, nichel, cobalto come materiali positivi negli elettrodi) in modo tale da rendere un propulsore ibrido/elettrico più prestante. Ciò può ridurre il consumo di energia nella fase di utilizzo.

La fase di fine vita, per tutti i propulsori analizzati, è la fase che, insieme alla manutenzione del veicolo, comporta un minor peso in termini di impatto ambientale. Incoraggiare processi virtuosi di economia circolare e pratiche sostenibili comporterebbe notevoli vantaggi per l'ambiente, soprattutto per i veicoli ibridi ed elettrici dato l'elevato contenuto di minerali, metalli e REE (*Rare Earth Elements*) contenuti nelle batterie. Lo smaltimento in discarica del pacco batterie risulta la scelta peggiore per il fine vita a causa delle sostanze contenute nelle batterie e i relativi rischi per l'ambiente e la salute umana. Quindi, alternativamente alla discarica, strategia ormai obsoleta, le scelte attuali e future devono proseguire verso i processi di riutilizzo, rigenerazione e riciclaggio in quanto questi processi riducono significativamente gli impatti della fase di fine vita.

Il riutilizzo si verifica quando una batteria integra possiede ancora gran parte della capacità energetica al termine della vita del solo veicolo, tale da essere installata tal quale in un altro veicolo o alternativamente utilizzata per l'accumulo di energia. Ciò eviterebbe, di conseguenza, la produzione di nuove batterie e le relative emissioni di GHG. Questo processo è il più virtuoso perché non richiede ulteriori trattamenti e consente ai materiali/batterie di entrare direttamente nel mercato.

La rigenerazione delle batterie agli ioni di litio esaurite comporta il ritorno dei materiali catodici e anodici attivi al loro stato originale per il riutilizzo in nuove celle de batteria, mentre i materiali rimanenti della batteria esaurita seguono il processo di riciclo. I vantaggi ambientali di questo processo derivano dalla riduzione della necessità e dell'uso di materiali vergini.

Il riciclaggio dei materiali contenuti nel pacco batterie (attraverso pirometallurgia o idrometallurgia) comporta il recupero di materiali e vantaggi circa l'esaurimento delle risorse, tuttavia la separazione dei REE dai magneti dei veicoli elettrici, nonostante sia possibile, non è ancora una procedura adottata a scala industriale. Inoltre, l'utilizzo in futuro di materiali compositi polimerici più leggeri (ad esempio, la plastica rinforzata con fibra di carbonio) potrebbe rendere il riciclaggio un processo più arduo da perseguire. In questo caso un'alternativa può essere il recupero di materia e di energia del materiale composito.

Per la realizzazione di questi processi di riutilizzo/riciclaggio/recupero svolge un ruolo chiave la standardizzazione della progettazione relativa alla scelta dei materiali, al design della batteria quanto meno per le componenti di fissaggio.

Incoraggiare pratiche virtuose e sostenibili nella fase di "EoL" può comportare vantaggi in tutte le fasi del ciclo di vita:

- una minore necessità di materiali vergini e quindi una riduzione degli impatti dell'attività mineraria di estrazione e della produzione delle batterie;
- una ridotta o posticipata necessità di smaltimento e quindi una riduzione degli impatti da discarica (contaminazione del suolo e dell'acqua da acido fluoridrico in caso di

esposizione dell'elettrolita all'acqua; possibile inquinamento delle acque sotterranee dovuto alla lisciviazione di sostanze tossiche; rischio di incendio nelle discariche e nei mezzi di trasporto;

- un movimento verso un'economia più circolare attraverso il riutilizzo e la rigenerazione delle batterie o dei loro componenti e dal riciclaggio o recupero dei materiali.

## Conclusioni

Il presente rapporto ha realizzato una rassegna bibliografica di studi LCA (*Life Cycle Assessment*) relativi al trasporto privato di persone (perlopiù in ambito urbano) mediante auto con motore a combustione interna (ICEV) ed elettriche/ibride (BEV/HEV/PHEV/FCEV).

L'obiettivo è stato quello di ricavare informazioni utili al fine di fornire ai decisori strumenti di supporto per le scelte in tema di sostenibilità dei trasporti conformi agli obiettivi di riduzione delle emissioni di gas climalteranti e di sostanze inquinanti previsti dall'Unione Europea nelle recenti disposizioni normative.

La LCA è stata scelta come lo strumento più idoneo per valutare in modo comparativo i profili ambientali dei diversi sistemi di propulsori considerati in quanto, in modo olistico, permette di analizzare l'intero ciclo di vita e i diversi tipi di inquinamenti ad essi interessati.

I risultati ottenuti dai vari studi mostrano che le auto elettriche/ibride risultano significativamente più ecocompatibili di quelle a combustione interna sulla maggior parte delle categorie di impatto, in primis i Cambiamenti Climatici. Tale vantaggio dei propulsori elettrici aumenta in funzione della decarbonizzazione del mix elettrico sia nazionale, sia dei paesi di produzione di componenti dei veicoli, in particolare, le batterie. Tuttavia, si evidenzia un maggior impatto ambientale delle auto elettriche, rispetto a quelle convenzionali, per la tossicità umana e per la diminuzione delle risorse minerarie, rispettivamente a causa dei rilasci inquinanti delle attività minerarie e del depauperamento di materie prime critiche (cobalto, litio, terre rare) e altri minerali (rame, nichel) necessari alla produzione delle batterie. Queste categorie di impatto critiche per le auto elettriche possono potenzialmente migliorare attraverso uno sviluppo della tecnologia sia in termini di produzione delle batterie, sia mediante l'applicazione di processi virtuosi di fine vita.

Alla luce di quanto riportato in questo rapporto si è giunti alle seguenti conclusioni:

Le auto elettriche/ibride dovrebbero rappresentare il futuro della mobilità privata. A tal fine si ritengono necessarie le seguenti condizioni:

- decarbonizzare il mix elettrico con il ricorso a fonti carbon free, in primis rinnovabili eventualmente seguito dal nucleare
- aumentare la quota di carburante bio di seconda generazione nella miscela esistente
- costruire una filiera del recupero e del riciclaggio delle batterie
- indirizzare il consumatore verso un minore e migliore utilizzo dell'auto come mezzo di trasporto privato
- indirizzare il consumatore verso la scelta di acquisto dell'auto che maggiormente risponda alle sue esigenze;
- instaurare accordi di collaborazione internazionale con paesi fornitori di materie prime minerarie relativi alla condivisione delle migliori pratiche tecnologiche per la salvaguardia dell'ambiente e della salute umana in tale settore e in tali paesi.

## Bibliografia

- Anair D., Mahmassani A., (2012): State of charge: electric vehicles' global warming emissions and fuel-cost savings across the United States. *Union of Concerned Scientists*, Cambridge MA 02138–3780
- Andersson Ö., Börjesson P., (2021): The greenhouse gas emissions of an electrified vehicle combined with renewable fuels: Life cycle assessment and policy implications. *Applied Energy*, 289, 116621
- Bauer C., Hofer J., Althaus H.J., Del Duce A., Simons A., (2015): The environmental performance of current and future passenger vehicles: life cycle assessment based on a novel scenario analysis framework. *Applied Energy* 157, pp. 871-883
- Borén S., Ny H., (2016): A strategic sustainability analysis of electric vehicles in EU today and towards 2050. *International Journal of Environmental and Ecological Engineering* 10, pp. 294-302
- Borgarello M., Benini M., Gelmini A., Cavicchioli C., (2008): The use of the MATISSE modelling system to assess the economic implications of GHG emissions reduction for the Italian electricity sector. *CIGRÉ General Session*, 24–29 August 2008, Paris
- Brambilla P.C., Temporelli A., Mela G., (2019): Analisi LCA di veicoli elettrici, ibridi plug-in e a combustione interna a fronte dell'evoluzione dei veicoli e del parco di generazione elettrico. Rapporto RSE n° 20000379, Milano
- Brambilla P.C., Temporelli A., Brivio E., (2021a): Analisi di letteratura di studi LCA per la logistica urbana. Rapporto RSE n° 21012484, Milano
- Brambilla P.C., Elisabetta B., Marmioli B., Mela G., Molocchi A., Temporelli A., (2021b): LCA della mobilità urbana dalle persone alle merci. Rapporto RSE n° 21010643, Milano
- Buberger J., Kersten A., Manuel Kuder M., Eckerle R., Weyh T., Thiringer T., (2022): Total CO<sub>2</sub>-equivalent life-cycle emissions from commercially available passenger cars. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 159, 112158
- Burnham A., (2012): Updated vehicle specifications in the GREET vehicle-cycle model. Argonne National Laboratory
- Cavicchioli C., Gargiulo M., Lavagno E., Vitale S., (2006): The Italian electricity sector: a regional and multi grid TIMES model. *International Energy Workshop* 2006, 27–29 June 2006, Cape Town
- Celaschi S., Colzi F., Gianinoni I., Savaresi S., Corti A., (2013): Sostenibilità economica e problematiche tecniche aperte dalla mobilità elettrica ed ibrida alla luce di studi e sperimentazioni su veicoli reali. Rapporto RSE n° 12000993, Milano
- Clean Hydrogen Partnership, (2022): The road to net zero, Study on the strategic deployment of battery-electric vehicles and fuel cell-electric vehicles infrastructure. Brussels, august 2022
- CE (2013): Raccomandazione 2013/179/UE del 9/4/2013. “Raccomandazione della Commissione Europea relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni”. Commissione Europea
- Del Pero F., Delogu M., Pierini M., (2017): The effect of lightweighting in automotive LCA perspective: estimation of mass-induced fuel consumption reduction for gasoline turbocharged vehicles. *Journal of Cleaner*

*Production* 154, 566–577

Del Pero F., Delogu M., Pierini M., (2018): Life Cycle Assessment in the automotive sector: a comparative case study of Internal Combustion Engine (ICE) and electric car. *Procedia Structural Integrity*, 12, 521-537

Dunn J., Gaines L., Sullivan J., Wang Q.W., (2012): Impact of recycling on cradle-to-gate energy consumption and greenhouse gas emissions of automotive lithium-ion batteries. *Environmental Science and Technology* 46, pp. 12704-12710

Dunn J., Gaines L., Jelly J.C., James C., Gallagher K.G., (2015): The significance of Li-ion batteries in electric vehicle life-cycle energy and emissions and recycling's role in its reduction. *Energy and Environmental Science* 8, pp. 158-168

Ellingsen L.W., Singh B., Stromman A.H., (2016): The size and range effect: lifecycle greenhouse gas emissions of electric vehicles. *Environmental Research Letters* 11, pp. 1-8

Ellingsen L.W., Hung C., (2018): Research for TRAN committee — resources, energy, and lifecycle greenhouse gas emission aspects of electric vehicles. Policy Department for Structural and Cohesion Policies, European Parliament, Brussels

EAF0, (2022): Electric vehicles market share, European Alternative Fuels Observatory ([http://www.eafo.eu/eu#eu\\_fleet\\_peg\\_block\\_anchor](http://www.eafo.eu/eu#eu_fleet_peg_block_anchor)) accessed August 2022

EC, (2009): ExternE, Externalities of Energy. Volume 2, Methodology, Publications Office. European Commission, Directorate-General for Research and Innovation

EC, (2010): European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. First edition March 2010, EUR 24708, Luxembourg, Publication Office of the European Union

EC, (2017): Commission Staff Working Document “Impact assessment accompanying the proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council setting emission performance standards for new passenger cars and for new light commercial vehicles as part of the Union’s integrated approach to reduce CO<sub>2</sub> emissions from light duty vehicles and amending Regulation (EC) No 715/2007 (recast)” European Commission

EC-JRC, (2018): Environmental Footprint reference package 3.0 (EF 3.0). Available at: <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developerEF.xhtml> (Accessed July 2019)

Egede P., (2017): Environmental assessment of lightweight electric vehicles, *Springer International Publishing*, Basel, Switzerland

eLCAr, (2013): Guidelines for the LCA of Electric Vehicles

EPD, (2013): International EPD System (2013) General Program Instructions (version 2.01)

European Environment Agency, (2018): Electric vehicles from life cycle and circular economy perspectives. TERM 2018: Transport and Environment Reporting Mechanism (TERM) report No 13/2018

FC-Hy, (2011): FC-Hy Guide - Guidance Document for performing LCAs on Fuel Cells and H<sub>2</sub>. Technologies

- Girardi P., (2013): Auto elettrica: un'opportunità o un rischio per l'ambiente? *L'Energia Elettrica*, aprile 2013
- Girardi P., Gargiulo A., Brambilla P.C., (2015): A comparative LCA of an electric vehicle and an internal combustion engine vehicle using the appropriate power mix: the Italian case study. *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 20, pp. 1127-1142
- Girardi P., Brambilla C., Mela G., (2019): Life Cycle Air Emissions External Costs Assessment for Comparing Electric and Traditional Passenger Cars. *Integrated environmental assessment and management*, 16(1), 140-150
- GME, (2012): Annual Report [www.gme.it](http://www.gme.it)
- Hawkins T.R., Singh B., Majeau-Bettez G., Strømman A.H., (2013): Comparative environmental life cycle assessment of conventional and electric vehicles', *Journal of Industrial Ecology* 17, pp. 53-64
- Hendrickson T., Kavvada O., Shah N., Sathre R., Scown C., (2015): Life-cycle implications and supply chain logistics of electric vehicle battery recycling in California. *Environmental Research Letters*, 10, 014011
- Hua Y., Liu X., Zhou S., Huang Y., Ling H., Yang S., (2021): Toward sustainable reuse of re tired lithium-ion batteries from electric vehicles. *Resource Conservation Recycling*, 168, 105249
- IPCC (2013): The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker T.F., D. Qin G.-K., Plattner M., Tignor S.K., Allen J., Boschung A., Nauels Y., Xia V., Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- JRC, (2018): Product Environmental Footprint Category Rules Guidance; Version 6.3 – May 2018. *European Commission*, Joint Research Center
- Kim H. C., Wallington T. J., (2013): Life-cycle energy and greenhouse gas emission benefits of light weighting in automobiles: review and harmonization. *Environmental Science and Technology* 47(12), pp. 6089-6097
- Kim H. C., Wallington T. J., Arsenault R., Bae C., Ahn S., Lee J., (2016): Cradle-to-gate emissions from a commercial electric vehicle Li-ion battery: a comparative analysis. *Environmental Science and Technology* 50(14), pp. 7715-7722
- Lanati F., Benini M., Gelmini A., (2011): Impact of the penetration of electric vehicles on the Italian power system: a 2030 scenario. *IEEE Power Energy Soc Gen Meet* 1(8):24–29
- IEA, (2017): Task 31: Fuels and Energy Carriers for Transport. Hybrid and Electric Vehicle Technology Collaboration Programme. International Energy Agency (<http://www.ieahev.org/tasks/task-31-fuels-and-energy-carriers-for-transport/>) accessed 24 September 2018
- ISO, (2013): ISO/TS 14067:2013 Greenhouse gases – Carbon footprint of products - Requirements and guidelines for quantification and communication
- ISO, (2021a): UNI EN ISO 14040:2021. “Gestione ambientale. Valutazione del ciclo di vita. Principi e quadro di riferimento”. Sostituisce la norma UNI EN ISO 14040:2006
- ISO, (2021b): UNI EN ISO 14044:2021. “Gestione ambientale. Valutazione del ciclo di vita. Requisiti e linee guida”. Sostituisce la norma UNI EN ISO 14044:2018

- ISPRA, (2016): Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (Institute for Environmental Protection and Research): La banca dati dei fattori di emissione medi del trasporto stradale in Italia. Rome (IT)
- 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 (10), 4548–4554
- Nordelöf A., Messagie M., Tillman A. M., Söderman M. L., Van Mierlo J. (2014): Environmental impacts of hybrid, plug-in hybrid, and battery electric vehicles—what can we learn from life cycle assessment? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(11), 1866-1890
- Notarnicola B., (2008): Strumenti tecnici a supporto delle certificazioni ambientali: l'Analisi del Ciclo di Vita (LCA), 2008. In Buonfrate A.: Codice dell'Ambiente, UTET pg. 787-811
- Notarnicola B., Tassielli G., Renzulli P.A., (2017): Life cycle impact assessment. In: Life cycle impact assessment applicata all'edificio (a cura di): M. Cellura. Pp. 103-114, Editoriale Delfino Srl, ISBN:978-88-97323-65-5
- Ntziachristos L., Gkatzoflias D., Kouridis C., Samaras Z., (2009): COPERT: A European Road Transport Emission Inventory Model. *Information Technologies in Environmental Engineering*, Springer, Berlin, Heidelberg, 2009, pp. 491-504
- Peters J. F., Weil M., (2018): Providing a common base for life cycle assessments of Li-Ion batteries. *Journal of Cleaner Production*, Volume 171, pp. 704-713
- PSI/EMPA/ETHZ, (2016): Thelma Project: Opportunities and challenges for electric mobility: an interdisciplinary assessment of passenger vehicles. Final report of the THELMA (TechNologycentered ELeCtric Mobility Assessment) project in co-operation with the Swiss Competence Center for Energy Research "Efficient technologies and systems for mobility". Retrieved from <https://www.psi.ch/lea/HomeEN/Final-Report-THELMA-Project.pdf>
- Recharge, (2018): PEFCR – Product Environmental Footprint Category Rules for High Specific Energy Rechargeable Batteries for Mobile Applications
- Ricardo, (2020): Determining the environmental impacts of conventional and alternatively fuelled vehicles through LCA. European Commission
- Sala S., Cerutti A.K., Pant R., (2018): Development of a weighting approach for the Environmental Footprint, Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-79-68041-0
- Schneider E.L., Kindlein W., Souza S., Malfatti C.F., (2009): Assessment and reuse of secondary batteries cells. *Journal Power Sources* 189 (2), 1264–1269
- Schenler W., Hirschberg S., Burgherr P., Makowski M., Granat J., (2009): Final report on sustainability assessment of advanced electricity supply options. Stuttgart (DE): NEEDS Project. Deliverable D10.2-RS2b. 64 p
- Siemens PLM Software, (2015): Website: <http://www.plm.automation.siemens.com/it>
- Tagliaferri C., Evangelisti S., Acconcia F., Domenech T., Ekins P., Barletta D., Lettieri P., (2016): Life cycle assessment of future electric and hybrid vehicles: A cradle-to-grave systems engineering approach., 112, *Chemical Engineering Research and Design* 298-309

Temporelli A., Brivio E., Mela G., (2021): Analisi di letteratura di studi LCA per la micromobilità urbana. Rapporto RSE n° 21012485, Milano

Terna, (2014): The statistical data on electricity in Italy. <https://www.terna.it/en/electric-system/statistical-data-forecast/statistical-publications>

UE, (2013): Raccomandazione della Commissione 2013/179/UE, del 9 aprile 2013, relativa a relativa all'uso di metodologie comuni per misurare e comunicare le prestazioni ambientali nel corso del ciclo di vita dei prodotti e delle organizzazioni Testo rilevante ai fini del SEE

UE, (2019): Regolamento UE 2019/631 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 17 aprile 2019 che definisce i livelli di prestazione in materia di emissioni di CO<sub>2</sub> delle autovetture nuove e dei veicoli commerciali leggeri nuovi e che abroga i regolamenti (CE) n. 443/2009 e (UE) n. 510/2011

UNECE, (2021): Life Cycle Assessment of Electricity Generation Options. Report. United Nations Economic Commission For Europe, Geneva, Switzerland

Yugo M., (2018): Life Cycle Analysis - a look into the key parameters affecting life-cycle CO<sub>2</sub> emissions of passenger car. *Concawe Review*, 27(1), 17-30

Xia X., Li P., (2022): A review of the life cycle assessment of electric vehicles: Considering the influence of batteries. *Science of The Total Environment*, 152870

Zampori L., Pant, R., (2019): Suggestions for updating the Product Environmental Footprint (PEF) method, EUR 29682 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, ISBN 978-92-76-00654-1, doi:10.2760/424613, JRC115959

Zani A., Migliavacca G., (2009): A scenario analysis of the Italian Electricity market in 2020: emissions and compliance with EU targets, International Energy Workshop 2009, V

## **Ringraziamenti**

Si ringraziano per la collaborazione, in particolare, l'Ingegnere Francesco Astuto e la Dottoressa Rosa Di Capua e, inoltre, i Professori Pietro Renzulli e Giuseppe Tassielli.

## A: Appendice – schede riassuntive degli studi analizzati

Tabella A-1: Buberger al., 2022

I – Total CO <sub>2</sub> -equivalent life-cycle emissions from commercially available passenger cars		
Riferimento bibliografico		Buberger J., Kersten A., Manuel Kuder M., Eckerle R., Weyh T., Thiringer T. (2022): Total CO <sub>2</sub> -equivalent life-cycle emissions from commercially available passenger cars Renewable and Sustainable Energy Reviews 159, 112158
Goal & Scope	Obiettivo, target dello studio	Questo studio fornisce confronti olistici delle emissioni totali di gas serra (GHG) del ciclo di vita di un'ampia selezione di autovetture disponibili in commercio con diversi propulsori e fonti di energia. In totale vengono considerate 790 diverse varianti di veicoli.
	Unità funzionale	Percorrenza di 180.000 km
	Confini del sistema	Estrazione e lavorazione materie prime, assemblaggio veicoli, fase d'uso, smaltimento finale con eventuale recupero e riciclo di materiale.
	Procedura di allocazione	
	Metodi e categorie di impatto	Solo Global Warming Potentials
Inventario – LCI	Origine dei dati	Modelli basati su: WTLP (Worldwide Harmonized Light-Duty Vehicles Test Procedure) Specifiche tecniche ufficiali
LCIA	Sintesi dei risultati	<p>I risultati mostrano che la somma combinata dei valori delle emissioni di produzione e riciclaggio (assoluti) dei veicoli a benzina, diesel e CNG è inferiore rispetto alle emissioni di utilizzo (&lt;33%). Ad esempio, le emissioni di utilizzo ottenute da una Volkswagen Passat 2.0 TSI (benzina) corrispondono a 46.865 kg CO<sub>2</sub> eq., mentre le emissioni di produzione e riciclaggio sono circa 7.538 kg CO<sub>2</sub> eq. e -4.843 kg CO<sub>2</sub>-eq., rispettivamente. Le emissioni aggiuntive di produzione di PHEV di dimensioni simili rispetto ai classici veicoli con motore a combustione variano dal 15 % al 37 %, mentre per i BEV le emissioni di produzione sono aumentate di circa il 49 %. Ad esempio, le emissioni di produzione aggiuntive di una Tesla Model 3 SP corrispondono approssimativamente alle emissioni di guida di una Volkswagen Passat 2.0 TSI dopo 18.000 km. Risultati simili sono stati ottenuti per le emissioni di riciclaggio dei veicoli, che hanno un impatto positivo sul cambiamento climatico. Rispetto alle auto a benzina, i veicoli diesel possono ridurre le emissioni di utilizzo del 24 %, i veicoli a metano del 49 %, gli FCEV del 65 %, i PHEV a benzina del 58 %, i PHEV diesel del 41 % e i BEV del 72 %, quando si utilizza l'elettricità convenzionale (Germania; 0,401 kg di CO<sub>2</sub>eq/kWh). Quando si effettua esclusivamente il rifornimento con CBG o la ricarica con elettricità verde, i risparmi sulle emissioni sono dell'86% per il veicolo CBG, del 79% per il PHEV a benzina, del 75% per il PHEV diesel e del 97% per il BEV.</p> <p>Nel complesso, è stato dimostrato che i veicoli con peso a vuoto più elevato producono più emissioni di gas a effetto serra sia durante la produzione che durante l'utilizzo (oltre che in totale).</p>

Analisi di sensibilità e/o incertezza	Parametri e tecniche considerate	Analisi di sensibilità relative al peso e alla potenza del veicolo
Conclusioni dello studio	Principali conclusioni dello studio	I BEV producono la quantità più bassa di emissioni totali del ciclo di vita, soprattutto quando utilizzano elettricità prodotta da fonti di energia rinnovabile. Fino ad oggi, la maggior parte dell'idrogeno disponibile in commercio è prodotta dal gas naturale, il che peggiora l'impatto effettivo dei cambiamenti climatici degli FCEV rispetto ai BEV (se utilizzano elettricità verde). Le emissioni di gas serra emesse dalle FCEV sono inferiori a quelle dei veicoli CNG. Tuttavia, se alimentati con CBG, le emissioni di utilizzo dei veicoli a metano possono essere notevolmente ridotte.
Nostre osservazioni	Cosa si può dedurre dallo studio al fine di fornire ai decisori strumenti di supporto per le scelte in tema di sostenibilità dei trasporti in ambito urbano.	I veicoli completamente elettrificati, come BEV e FCEV e i veicoli alimentati a biogas sono le soluzioni più ecocompatibili. È importante che l'elettricità, l'idrogeno e il biogas utilizzati siano prodotti in modo sostenibile.

Tabella A-2: Xia et al., 2022

2 – Una rassegna della valutazione del ciclo di vita dei veicoli elettrici: Considerando l’influenza delle batterie		
Riferimento bibliografico		Xia, X., & Li, P. (2022). A review of the life cycle assessment of electric vehicles: Considering the influence of batteries. <i>Science of The Total Environment</i> , 152870.
Goal & Scope	Obiettivo, target dello studio	Effettuare una valutazione del ciclo di vita di un BEV per confrontarlo con quella di un ICEV, con un focus sul potenziale di riciclaggio delle batterie agli ioni di litio delle auto elettriche. Considerare l’uso secondario della batteria affinché possa compensare il notevole impatto in fase di produzione delle auto elettriche.
	Unità funzionale	Review
	Confini del Sistema	La review si basa su LCA dei veicoli con confine del sistema “dalla culla al cancello”, “dalla culla alla tomba” e “dalla culla alla culla” secondo un ciclo chiuso ove materiali riciclati rientrano nel sistema
	Procedura di allocazione	Review
	Cut-off	Review
	Metodi e categorie di impatto	Review
Inventario – LCI	Origine dei dati	Review:
LCIA	Sintesi dei risultati	<p>Il confronto degli studi LCA per ICEV e xEV determina che la produzione delle batterie aumenta l’impatto ambientale della fase di produzione delle auto elettriche; tuttavia, il vantaggio dell’elettrico è dovuto all’utilizzo di energia più pulita. Se invece il mix elettrico fosse a base di carbone, allora gli impatti dei BEV potrebbero causare impatti maggiori rispetto agli ICEV. Nell’intero ciclo di vita i veicoli elettrici riducono il consumo di energia fossile e le emissioni dei GHG, ma hanno un impatto maggiore sul consumo dei minerali e metalli a causa della produzione. Pertanto, il miglioramento dell’efficienza di utilizzo di tali risorse e della tecnologia di produzione delle batterie, l’uso di energia pulita e lo sviluppo dei processi di riciclo e l’uso secondario delle batterie sono di grande importanza per la promozione e lo sviluppo sostenibile dei veicoli elettrici.</p> <p>Per l’analisi delle batterie, sono state considerate diverse tipologie di batterie al litio. Le più recenti e usate per le auto sono le NMC, le LFP e le LMO che sostituiscono le precedenti Pb-Ac, Ni-Cd e NiMH. Queste ultime sono meno impattanti, ma il loro tasso di riciclaggio è inferiore rispetto alle altre due che sono altamente riciclabili. Le batterie LIB, invece, hanno carichi ambientali inferiori. L’elevato carico delle batterie è dovuto alla produzione delle celle, la pasta per gli elettrodi positive e il collettore per gli elettrodi negativi. Gli impatti cambiano in modo significativo a seconda di dove vengono prodotte le batterie. Un aumento della tecnologia in fase di fine vita delle batterie potrebbe potenzialmente ridurre i carichi associati alla produzione delle BEV. Le batterie esaurite possono essere rigenerate e riutilizzate, oppure riciclate attraverso diverse tecniche (pirometallurgia, idrometallurgia e biolisciviazione). Per superare tali problemi molti studi stanno sviluppando batterie di nuova generazione più efficienti e rispettose dell’ambiente.</p>

Analisi di sensibilità e incertezza	Parametri e tecniche considerate	Review
Conclusioni dello studio	Principali conclusioni dello studio	<p>I veicoli elettrici diventeranno sempre più competitivi dal punto di vista ambientale con l'ottimizzazione del mix elettrico, l'espansione della cogenerazione, il progresso della tecnologia di produzione delle batterie, lo sviluppo dell'utilizzo secondario delle batterie e l'industria del riciclaggio. I veicoli elettrici hanno un maggior impatto per le categorie di impatto AP, EP e HT. Le batterie agli ioni di litio (LIB) sono attualmente le più rispettose per l'ambiente e ne esistono di vari tipi. Le batterie LFP hanno un impatto sul ciclo di vita maggiore rispetto alle LMO, tuttavia hanno prestazioni operative migliori e sono necessarie meno LFP nel ciclo di vita di un elettrico. Rispetto alle NMC le LFP sono più rispettose dell'ambiente in produzione, mentre le NMC sono più ecologiche in fase di applicazioni e trasporti. Considerando le emissioni di GHG per le tre batterie (28 kWh) si ottengono i seguenti risultati: 3061 kgCO<sub>2</sub>eq per le LFP, 2912 kgCO<sub>2</sub>eq per le LMO e 2705 kgCO<sub>2</sub>eq per le NMC. Ciò implica un 30% delle emissioni di GHG della produzione di veicoli elettrici rispetto ai veicoli convenzionali. Processi tecnologici virtuosi in fase di fine vita della batteria, come il riutilizzo delle batterie di seconda vita (SLB), potrebbe diminuire per il produttore i costi dell'elettricità del 12-57% e le emissioni di carbonio del 7-31% rispetto alle nuove LIB. Il riciclaggio delle batterie può ridurre efficacemente POCP e HTC. Alternativa è quella di sviluppare batterie innovative più efficienti e rispettose dell'ambiente, come le batterie LNM, Li-S, LiO<sub>2</sub> e ZEBRA.</p>
Nostre osservazioni	Cosa si può dedurre dallo studio al fine di fornire ai decisori strumenti di supporto per le scelte in tema di sostenibilità dei trasporti in ambito urbano.	<p>Avere a disposizione un mix di generazione di elettricità con meno intensità di carbonio comporta un maggior vantaggio dei BEV rispetto agli ICEV che risultano meno prestanti in termini di emissioni di GHG. In ottica futura bisognerebbe prevedere una decarbonizzazione del mix elettrico. Dato l'elevato carico ambientale delle batterie nelle auto elettriche, bisogna sviluppare nuovi processi in fase di fine vita. Le batterie esaurite contengono ancora una percentuale di capacità residua e quindi sarebbe opportuno che in fine vita si sviluppino processi virtuosi, quali la rigenerazione e il riciclaggio. Le batterie di seconda vita (SLB) possono essere riutilizzate per fungere da accumulatore di energia potenziale. Un'altra strada da percorrere è quella di sviluppare nuove tipologie di batterie.</p>

Tabella A-3: Anderson et al., 2021

3 – The greenhouse gas emissions of an electrified vehicle combined with renewable fuels: Life cycle assessment and policy implications		
Riferimento bibliografico	Andersson, Ö., & Börjesson, P. (2021): The greenhouse gas emissions of an electrified vehicle combined with renewable fuels: Life cycle assessment and policy implications. Applied Energy, 289, 116621	
Goal & Scope	Obiettivo, target dello studio	Valutazione delle emissioni dei GHG del ciclo di vita di vari propulsori (HEV PHEV, BEV) alimentati con diverse combinazioni di carburanti rinnovabili di prima e seconda generazione.
	Unità funzionale	Chilometraggio di vita utile di 200.000 km
	Confini del sistema	Dalla culla alla tomba
	Procedura di allocazione	-
	Metodi e categorie di impatto	Solo Global Warming Potentials
Inventario – LCI	Origine dei dati	Consumo di energia ufficiale WLTP
LCIA	Sintesi dei risultati	Usando il sistema elettrico 2020 EU_28, la sostituzione di benzina con biocarburante di prima generazione, E85 (una miscela di 85% di etanolo perlopiù prodotto da cereali e 15 % di benzina) può permettere alle HEV e alle PHEV di avere un GWP totale più basso rispetto a quello delle BEV. Sostituendo il biocombustibile E85 con uno di seconda generazione, HVO (olio vegetale idro-trattato proveniente principalmente da sottoprodotti o da rifiuti forestali, di agricoltura e dell'industria alimentare) si avrebbe una riduzione di circa il 30% del GWP della PHEV rispetto alla BEV e di circa il 65% della HEV rispetto alla BEV. La situazione cambia usando il mix elettrico 2050 EU_28, con il quale la HEV alimentata con E85 (invariata rispetto al 2020) risulta peggiore della BEV, mentre la PHEV risulta leggermente migliore della BEV; il passaggio dall'E85 all'HVO comporta che il GWP della HEV e della PHEV sono sostanzialmente simili, nell'ordine di circa il 35% in meno rispetto alla BEV. Gli autori dimostrano quindi come i biocombustibili avrebbero un potenziale maggiore della elettrificazione nella riduzione dei GHG.
Analisi di sensibilità e/o incertezza	Parametri e tecniche considerate	Sensibilità sul mix elettrico e sul diverse miscele di bio-carburanti di prima e seconda generazione, rispettivamente E85 e HVO.
Conclusioni dello studio	Principali conclusioni dello studio	I risultati mostrano che i carburanti rinnovabili hanno un potenziale maggiore di ridurre le emissioni di gas serra del ciclo di vita rispetto a un mix di elettricità a basse emissioni di carbonio. I veicoli ibridi plug-in possono consentire al settore automobilistico di raggiungere obiettivi climatici più ambiziosi rispetto ai veicoli elettrici.

Nostre osservazioni	Cosa si può dedurre dallo studio al fine di fornire ai decisori strumenti di supporto per le scelte in tema di sostenibilità dei trasporti in ambito urbano.	La tipica distanza di guida giornaliera per la maggior parte delle auto è sufficientemente breve da poter essere alimentata da una batteria di una PHEV, che in genere, ha un'autonomia di un ordine di grandezza inferiore a quella di un BEV. Ciò significa che la maggior parte delle batterie dei BEV viene utilizzata poco e durante la maggior parte dei viaggi aggiunge solo peso al veicolo. I PHEV sono spesso considerati una tecnologia di transizione verso la piena elettrificazione, ma questo studio indica che le PHEV potrebbero costituire una tecnologia valida per raggiungere gli obiettivi climatici del settore automobilistico.
---------------------	--	---

Tabella A-4: Brambilla et al., 2021

4 – LCA della mobilità urbana dalle persone alle merci		
Riferimento bibliografico		
Brambilla P.C., Elisabetta B., Marmioli B., Mela G., Molocchi A., Temporelli A., (2021): LCA della mobilità urbana dalle persone alle merci. <i>Ricerca Sistema Energetico, RSE</i> , n. 21010643, Milano		
Goal & Scope	Obiettivo, target dello studio	Confrontare, mediante LCA le prestazioni in ambito urbano di auto per il trasporto persone, considerando oltre ai classici indicatori di impatto potenziale, anche la stima dei costi esterni e del Commodity Life-Cycle Cost (CLCC). Lo studio ha analizzato il modello Volkswagen Golf nelle motorizzazioni elettrica, ibrida plug-in, benzina, diesel e metano.
	Unità funzionale	Percorrenza di 1.000 km in area urbana
	Confini del Sistema	Fase di produzione e dismissione del veicolo, produzione e dismissione della batteria (per i soli veicoli elettrici), filiera di approvvigionamento del vettore energetico utilizzato per alimentare il veicolo, fase d'uso del veicolo, fase di manutenzione del veicolo, costruzione, manutenzione e dismissione delle strade.
	Procedura di allocazione	Allocazione di tipo <i>Cut-off</i>
	Metodi e categorie di impatto	1 CC=Climate Change 2 POF=Photochemical ozone formation 3 A=Acidification terrestrial and freshwater 4 PM=Respiratory inorganics 5 TU_NC=Non-cancer human health effects 6 TU_C=Cancer human health effects 7 CR_E=Resource use, energy carriers 8 CR_M=Resource use, mineral and metals Altri metodi: 1 Costi lungo il ciclo di vita (CLCC) Commodity Life Cycle Costing 2 Costi esterni
Inventario – LCI	Origine dei dati	Lo studio utilizza sia dati primari, forniti dal costruttore, sia dati secondari da <i>Ecoinvent</i> . I fattori emissivi dei veicoli in fase d'uso sono stati aggiornati usando i fattori di emissione medi del trasporto stradale in Italia della banca dati 2018 di ISPRA. Le stime dei fattori emissivi sono basate sul modello COPERT e sono basate sui dati utilizzati per l'inventario delle emissioni comunicato da ISPRA nel 2020. I fattori di emissione per il parco delle autovetture alimentate a gas naturale (CNG) fanno riferimento allo standard EURO 6.
LCIA	Sintesi dei risultati	L'auto elettrica mostra prestazioni migliori per <i>Climate Change</i> (CC), <i>Photochemical ozoneformation</i> (POF) e <i>Resource use, energy carriers</i> (CR_E) e le prestazioni peggiori per <i>Resource use, mineral and metals</i> (CR_M). La motorizzazione ibrida <i>plug-in</i> ha prestazioni del tutto analoghe a quelle della elettrica. La motorizzazione a metano risulta essere la migliore per gli indicatori <i>Acidification terrestrial and freshwater</i> (A) e <i>Respiratori Inorganics</i> (PM). La motorizzazione diesel risulta essere la migliore opzione in relazione alla tossicità umana ( <i>Non-cancer human health effects</i> TU_NC e <i>Cancer human health effects</i> TU_C). Nel precedente studio del 2019, dove ci sono diverse categorie di impatto l'auto elettrica e quella ibrida risultano migliori in <i>Climate Change</i> (CC) e in <i>Consumo di Risorse</i> , espressa qui come <i>Mineral, fossil and renewable resource depletion</i> , ossia una categoria aggregata tra le due precedenti, cioè <i>Resource use, energy carriers</i> e <i>Resource use, mineral and metals</i> . L'uso di questa categoria aggregata non fa evidenzia il peggior risultato dell'elettrico sull'uso di risorse abiotiche, minerali e metalli. La motorizzazione a metano risulta la migliore nel

		<p>Particulate matter (PM), nella Formazione di Smog Fotochimico ed Acidificazione. Nell'eutrofizzazione delle acque dolci, invece, le motorizzazioni a benzina, gasolio e metano risultano nettamente migliori dell'ibrido plug in e dell'elettrico.</p> <p>Nell'uso urbano, nella categoria CC l'auto BEV e la PHEV hanno come fase più impattante (oltre il 50%) la fase di ricarica della batteria, seguito dalla produzione dell'auto, mentre le 3 ICEV hanno un'incidenza di oltre il 65% della combustione, seguita dall'approvvigionamento del combustibile e dalla produzione dell'auto.</p> <p>Nella diminuzione delle risorse fossili e minerarie le auto BEV e PHEV hanno come fase più impattante la produzione dell'auto, mentre le ICEV la produzione, seguita dalla manutenzione.</p> <p>Nella Formazione di Particolato le auto BEV e PHEV sono caratterizzate in ordine da usura, produzione dell'auto, batteria e vettore energetico (questi ultimi due invertiti nell'ordine di importanza), mentre le 3 ICEV da approvvigionamento del combustibile, usura e combustione.</p> <p>Rilevante è il contributo della batteria nelle auto BEV e PHEV nella categoria di Eutrofizzazione delle acque dolci.</p>
Analisi di sensibilità e incertezza	Parametri e tecniche considerate	<p>Analisi di incertezza effettuata con metodo Monte Carlo, mettendo a confronto il veicolo elettrico con quello alimentato a gasolio. Nei confronti analizzati, la probabilità che le prestazioni del veicolo elettrico siano peggiori di quelle del veicolo a gasolio è risultata pari a zero.</p>
Conclusioni dello studio	Principali conclusioni dello studio	<p>Lo studio conferma come la motorizzazione elettrica sia la migliore opzione possibile per la decarbonizzazione e per formazione di smog fotochimico, rispetto ad un omologo mezzo a benzina. Per il consumo di risorse, l'auto elettrica non si dimostra ancora competitiva con le altre, così come l'auto elettrica non risulta la migliore nel problema dell'Acidificazione terrestre e delle acque dolci, delle Polveri, e della tossicità umana a causa dell'impatto durante la produzione delle batterie.</p>
Nostre osservazioni	Cosa si può dedurre dallo studio al fine di fornire ai decisori strumenti di supporto per le scelte in tema di sostenibilità dei trasporti in ambito urbano.	<p>Sono fornite evidenze di come la sostituzione di auto da diesel ad elettrica comporti vantaggi in termini di decarbonizzazione, costi esterni e costo delle materie prime.</p> <p>Ci sono altre categorie di impatto come la Diminuzione delle Risorse e la Tossicità in cui l'auto elettrica non è sempre la migliore opzione. È da notare, tuttavia, che questi impatti sono correlati al ciclo di vita delle batterie e perlopiù non avvengono nei centri abitati. Questo è il motivo per il quale i costi esterni delle BEV sono sempre inferiori.</p> <p>L'analisi di letteratura inerente gli studi di LCA di batterie per auto, conferma come le emissioni di CO<sub>2</sub>eq. dovute alla produzione/fine vita delle batterie non siano tali da annullare i vantaggi derivanti dall'uso dei veicoli elettrici rispetto a veicoli tradizionali.</p>

Tabella A-5: Ricardo, 2020

5 – Determinazione degli impatti ambientali dei veicoli convenzionali e ad alimentazione alternativa tramite LCA		
Riferimento bibliografico	Ricardo, 2020. Determining the environmental impacts of conventional and alternatively fuelled vehicles through LCA. European Commission.	
Goal & Scope	Obiettivo, target dello studio	Migliorare la comprensione degli impatti ambientali dei veicoli stradali e le metodologie per valutarli nel medio-lungo periodo (fino al 2050). Copre una selezione di veicoli leggeri (LDV) e pesanti (HDV) con diversi tipi di propulsori (ICEV e xEV) e che utilizzano diversi tipi di energia (di origine fossile e/o rinnovabile). Gli obiettivi sono principalmente due: <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Sviluppare un approccio di LCA dei veicoli stradali sulla base dell'analisi di letteratura e della consultazione delle parti interessate e combinando gli elementi principali delle LCA dei veicoli con nuove scelte metodologiche</li> <li>2. Applicare questo approccio per comprendere l'impatto delle scelte metodologiche e delle fonti di dati sui risultati dell'LCA per determinare categorie di veicoli/propulsori/carburanti che dovrebbero essere in uso nel periodo dal 2020 al 2050.</li> </ol>
	Unità funzionale	km-veicolo, durata veicolo (in km) e km-passeggero per le auto per una percorrenza di 225.000 km (il lavoro contempla anche mezzi pesanti dediti al trasporto di merci ove è preferibile l'unità tonnellata-km)
	Confini del Sistema	Lo studio include la produzione di veicoli, l'utilizzo/funzionamento dei veicoli (compresa la manutenzione), la produzione di carburante ed elettricità, la fase di fine vita dei veicoli. Le infrastrutture per la ricarica e il rifornimento sono escluse per mancanza dati, mentre le infrastrutture per la produzione di veicoli sono poco rilevanti. Le infrastrutture incluse sono quelle per la produzione di energia (elettricità e combustibili). Analisi dell'intero ciclo di vita del veicolo, comprese le emissioni incorporate derivanti dalla produzione del veicolo, dalla manutenzione e dall'assistenza e dalle attività di fine vita, e le emissioni WTW (WTT+TTW) derivanti dalla produzione e dall'uso del carburante/energia per il funzionamento del veicolo, e le emissioni non legate al carburante.
	Procedura di allocazione	In caso di multifunzionalità per i carburanti, è stata preferita l'espansione del sistema rispetto all'allocazione energetica. L'allocazione energetica è stata utilizzata per la LCA complessiva del veicolo.
	Cut-off	Esclusione di infrastrutture stradali, rifornimento/ricarica
	Metodi e categorie di impatto	Sono stati costruiti 2 scenari, uno base di riferimento e uno futuro a basse emissioni di carbonio (Tech1.5) conforme agli obiettivi indicati nell'Accordo di Parigi. 14 diverse catene di produzione di elettricità relative a UE28 e altri singoli Stati rilevanti per la produzione di veicoli e il funzionamento di veicoli elettrici: Cina, Corea del Sud, Giappone, Stati Uniti, media globale. 60 diverse catene di produzione di combustibili liquidi e gassosi. 65 diverse combinazioni di tipo di veicolo/propulsore generico, in sei veicoli leggeri e pesanti. 14 diverse analisi di sensibilità relative a ipotesi e incertezze per

		<p>l'analisi comparativa di diversi veicoli/propulsori e tipi di carburante.</p> <p>La valutazione comprende 14 diverse categorie di impatto ambientale:</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1 GWP – Potenziale di Riscaldamento Globale</li> <li>2 CED – Consumo di Energia</li> <li>3 AP – Acidificazione</li> <li>4 EP – Eutrofizzazione</li> <li>5 POCP – Formazione di Ozono Fotochimico</li> <li>6 ODP – Riduzione dell'Ozono</li> <li>7 IRP – Radiazioni Ionizzanti</li> <li>8 PMF – Particolato</li> <li>9 HTP: - Tossicità Umana (cancerogena e non cancerogena)</li> <li>10 ETP_FA – Ecotossicità in Acqua Dolce</li> <li>11 ARD_MM – Esaurimento delle Risorse minerali e metalli</li> <li>12 ARD_FE – Esaurimento delle Risorse: vettori di energia fossile</li> <li>13 LandU – Uso del Suolo</li> <li>14 WaterS – Scarsità dell'Acqua</li> </ol>
Inventario – LCI	Origine dei dati	<p>Dati raccolti mediante revisione della letteratura e consultazione delle parti interessate. Sono stati selezionati 347 documenti e rapporti con informazioni relative al tipo di veicoli, copertura regionale, gruppo propulsore, tipo di carburante, categoria di impatto ambientale, fasi del ciclo valutate.</p> <p>Per il sistema in background viene utilizzato il database <i>Ecoinvent</i>. Il modello GREET, AIE.</p> <p>Per la “produzione di energia elettrica”, viene usato il modello ifeu, che include la catena di combustibili a monte, processi di centrali elettriche, distribuzione di elettricità e produzione di beni strumentali per i principali tipi di generazione, olio combustibile, gas naturali e derivati, biomassa, nucleare e solare, mix di generazione, perdite ed importazioni/esportazioni (utilizzo del modello elettrico ifeu Umberto).</p> <p>Per la “produzione di carburante”, una combinazione di set di dati provenienti da diverse fonti. Mentre per le emissioni viene utilizzato il modello COPERT.</p> <p>Per le “specifiche del veicolo”, i dati sono basati sui input medi di mercato.</p> <p>Per il “fine vita delle batterie” si fa riferimento al modello del ciclo di vita GREET utile per colmare i dati del database <i>Ecoinvent</i>.</p>
LCIA	Sintesi dei risultati	<p>Il mix elettrico contribuisce significativamente sui risultati. La produzione di energia elettrica è caratterizzata dal contributo, in percentuali diverse, di varie tecnologie di natura differente (fonti fossili, fonti rinnovabili). Ognuna di esse contribuisce in maniera diversa per ciascuna categoria di impatto. Il mix di queste comporta un determinato carico ambientale. La produzione di energia elettrica rinnovabile comporta impatti significativamente minori rispetto alla generazione su combustibili fossili (fatta eccezione per le categorie di impatto “uso del suolo” e “esaurimento risorse abiotiche”). Le fonti rinnovabili più prestanti sono l'energia eolica, idroelettrica, solare fotovoltaica e in misura minore la biomassa. Anche l'energia nucleare ha un basso impatto ambientale tranne per le “radiazioni ionizzanti”.</p> <p>La produzione di carburanti convenzionali liquidi e gassosi è sviluppata per diversi prodotti e analizzando diverse categorie di impatto. Sono stati modellati e analizzati anche combustibili fossili primari (liquidi e gassosi) e biogenici secondari. L'influenza per le diverse categorie di</p>

		<p>impatto è differente da prodotto a prodotto. Per i combustibili fossili liquidi il GPL non convenzionale è generalmente il più impattante, mentre diesel e benzina convenzionali sono quelli con carico ambientale minore. Per i combustibili primari fossili gassosi la variabilità per categoria di impatto è maggiore. L'idrogeno prodotto tramite SMR rispetto ad altri combustibili derivati da gas naturale, non è così significativo per il GWP. Tuttavia, il suo impatto sulla scarsità dell'acqua, sull'esaurimento delle risorse abiotiche e sulla tossicità umana sono maggiori rispetto agli altri combustibili gassosi. Per i combustibili biogenici primari diversi sono i parametri da considerare. Il peso ambientale di una coltura rispetto ad un'altra dipende anche alla resa della stessa e quindi l'utilizzo del suolo, la disponibilità di acqua e l'utilizzo di fertilizzanti che influenzano in maniera diversa (da coltura a coltura) diverse categorie di impatto. Il maggiore impatto sul GWP di SynGasoline e SynDiesel è dovuto ad una minore efficienza del processo. Tuttavia i risultati per i carburanti vanno trattati con cautela, con notevoli intervalli di incertezza a causa di scelte metodologiche e limitazione nella disponibilità e solidità dei dati.</p> <p>La produzione del veicolo compreso le batterie dei veicoli elettrici/ibridi è impattante soprattutto per i veicoli elettrici. All'aumentare dell'elettrificazione aumenta l'autonomia delle batterie e il peso, comportando maggiori impatti ambientali. Il mix elettrico è determinante per le prestazioni delle auto elettriche perché comporterebbe una riduzione dei carichi per ciascuna fase del ciclo di vita compreso il riutilizzo dei materiali. Vengono analizzate a parità di propulsore ibrido, diversi tipi di combinazione con i carburanti quali benzina e diesel ciascuno con categorie di impatto caratteristiche. Oltre al BEV, molto promettente è anche il FCEV, tuttavia gli impatti di questo propulsore sono dovuti all'attuale tecnologia in uso comunemente usata per la produzione di idrogeno. Questa tecnologia, il reforming del metano richiede la materia prima CH<sub>4</sub> e alti consumi di energia ed emissioni di CO<sub>2</sub>.</p>
<p>Analisi di sensibilità e incertezza</p>	<p>Parametri e tecniche considerate</p>	<p>Analisi di sensibilità includendo ed escludendo i beni capitali.</p> <p>In totale sono state condotte 14 analisi di sensibilità che vanno da ipotesi alternative sul funzionamento del veicolo (durata chilometrica), alla variazione dei parametri delle specifiche del veicolo, (autonomia elettrica), scenari alternativi di produzione del veicolo e processi di fine vita.</p> <p>Le analisi di incertezza derivano da lacune sui dati: temperatura ambiente, origine dei materiali, emissioni inquinanti, manutenzione, riciclaggio batterie.</p>
<p>Conclusioni dello studio</p>	<p>Principali conclusioni dello studio</p>	<p>Delle 14 categorie di impatto analizzate, gli xEV risultano vantaggiosi rispetto agli ICEV. In futuro a causa di variazioni del mix elettrico più decarbonizzato, sviluppo tecnologico nei processi di produzione e fine vita del veicolo e delle batterie, scelta di materiali più leggeri il divario fra i BEV e gli ICEV aumenterà sempre di più a favore dei veicoli elettrici. Con i veicoli elettrici le emissioni dei gas GHG sono notevolmente ridotte. Sostanzialmente vengono meno le emissioni dei gas di scarico in quanto le batterie non hanno emissioni (fase TTW), tuttavia a causa dell'attuale mix elettrico sono comunque presenti emissioni di GHG nella fase di approvvigionamento dell'energia elettrica (fase WTT).</p> <p>Gli impatti risultanti dal consumo di energia dei veicoli dominano gli impatti complessivi del ciclo di vita degli ICEV (e anche gli HEV) convenzionali. Una percentuale di impatti relativi a AcidP, POCP, PMF proviene dalla fase di produzione, mentre EutroP, HTP,</p>

		<p>ETP_FA, ARD_MM derivano dalla fase di fabbricazione della batteria. Per CED, ODP, WaterS, la fase WTT domina, mentre per le altre categorie di impatti (IRP, LandU) la fase dominante è la fase WTT se si tratta di propulsori xEV. La produzione dei veicoli comporta il consumo di materiali e l'impatto è relativo all'esaurimento delle risorse e la tossicità umana. Per la produzione di batterie rilevante è anche il consumo di energia.</p> <p>Gli impatti sul consumo di energia (WTT e TTW) giocano un ruolo chiave anche per altri tipi di propulsori come xEV, sebbene prevalgono gli elementi WTT; tuttavia si prevede che l'importanza di questi impatti diminuirà in futuro con il passaggio a percentuali più elevate di generazione di elettricità a basse emissioni di carbonio e l'ulteriore diffusione di carburanti a basse emissioni di carbonio. I risultati dei veicoli elettrici (PHEV, REEV e BEV) dipendono fortemente dal mix di generazione elettrico.</p> <p>I risultati complessivi della LCA hanno dimostrato i potenziali vantaggi complessivi significativi degli xEV già oggi. In base alle ipotesi della media UE predefinita, i BEV hanno un impatto sul ciclo di vita inferiore rispetto a tutti i propulsori valutati per le emissioni di gas a effetto serra e per molti altri impatti.</p> <p>Alcuni impatti (non GHG) sono maggiori per gli xEV (PHEV, REEV, BEV) a causa del consumo di elettricità. Tuttavia, gli impatti della generazione di biomassa sembrano essere il principale contributore in un certo numero di casi, mentre gli impatti della produzione di energia nucleare sono il principale contributore del potenziale di radiazioni ionizzanti (IRP).</p> <p>Gli impatti maggiori per xEV risultano per le categorie di impatto HTP, ETP e ARD_MM.</p> <p>Gli impatti dei FCEV sono maggiori rispetto agli xEV per la domanda di energia cumulativa (CED) e per la scarsità di acqua: questi impatti sono particolarmente significativi per la produzione di idrogeno mediante elettrolisi dell'acqua e hanno implicazioni per l'uso efficiente dell'energia rinnovabile limitata rispetto all'uso diretto nei BEV. Altri hotspot sono dovuti all'uso del platino nei catalizzatori di post-trattamento e nelle celle a combustibile.</p> <p>Tuttavia, sulla base del presunto passaggio a un'elettricità a basse emissioni di carbonio e dei miglioramenti tecnici alle batterie, si calcola che per quegli impatti attualmente più elevati per gli xEV si verificherà una significativamente negli anni futuri.</p> <p>L'impatto complessivo della produzione di energia elettrica sia attuale che futura è fortemente dipendente dalla composizione del sistema di produzione di energia elettrica. La produzione di energia elettrica rinnovabile comporta impatti significativamente inferiori rispetto alla generazione basata su combustibili fossili tranne che nelle categorie di impatto "uso del suolo" e "esaurimento delle risorse abiotiche". Impatti minori sono dati dalla tecnologia eolica, idroelettrica, solare fotovoltaica e in misura minore, alla biomassa. L'energia nucleare ha un impatto relativamente basso nella maggior parte delle categorie di impatto, al pari delle energie rinnovabili, ad eccezione delle radiazioni ionizzanti.</p>
Nostre osservazioni	Cosa si può dedurre dallo studio al fine di fornire ai decisori strumenti di supporto per le scelte in tema di sostenibilità dei trasporti in ambito urbano.	<p>Miglioramenti futuri sono plausibili se si provvede ad una decarbonizzazione dell'attuale mix elettrico a favore di fonti carbon free, quali l'energia derivante da fonti rinnovabili o l'energia nucleare. In parallelo si potrebbe associare alle attuali tecnologie il processo di sequestro e stoccaggio del carbonio (CCS).</p> <p>Miglioramenti significativi si ottengono anche se per i veicoli ibridi si</p>

		<p>procede con la produzione di combustibili bio in alternativa agli attuali (benzina, diesel, GPL, GNC).</p> <p>I veicoli FCEV hanno un elevato potenziale che potrebbe concretizzarsi non solo con la decarbonizzazione del mix elettrico, che da sola non sarebbe sufficiente a rendere vantaggiosi questi tipi di propulsori, ma bisognerebbe associare anche una diversa tecnologia per la produzione dell'idrogeno, per esempio sostituire il processo SMR con l'elettrolisi da fonti rinnovabili.</p> <p>Sono auspicabili miglioramenti per il processo di fine vita dei veicoli e delle batterie tali da garantire il riutilizzo, la rigenerazione, il riciclaggio dei materiali. Per realizzare ciò deve seguire un miglioramento tecnologico anche per sviluppo di materiali più leggeri e più semplici da gestire in fase di fine vita.</p> <p>Per lo sviluppo delle batterie, materiali meno impattanti, materiali più leggeri, autonomia maggiorata, densità di energia maggiore e altri aumenterebbero ulteriormente il vantaggio dei veicoli elettrici rispetto a quelli convenzionali.</p>
--	--	--

Tabella A-6: European Environmental Agency, 2018

6 – Electric vehicles from life cycle and circular economy perspectives TERM 2018: Transport and Environment Reporting Mechanism (TERM) report		
Riferimento bibliografico		European Environment Agency: Electric vehicles from life cycle and circular economy perspectives TERM 2018: Transport and Environment Reporting Mechanism (TERM) report No 13/2018
Goal & Scope	Obiettivo, target dello studio	Raccogliere le prove esistenti sull'impatto ambientale dei BEV nelle fasi del loro ciclo di vita, intraprendendo ove possibile il confronto con i veicoli con motore a combustione interna (ICEV) e proporre riduzione di questi impatti con un approccio di economia circolare.
	Unità funzionale	Review: gli impatti sono stati valutati su un chilometraggio di una vita di 180.000 km.
	Confini del Sistema	Le fasi considerate sono: la produzione e dismissione del veicolo; la produzione e dismissione della batteria (per i soli veicoli elettrici); la filiera di approvvigionamento del vettore energetico utilizzato per alimentare il veicolo; la fase d'uso del veicolo; la fase di manutenzione del veicolo.
	Procedura di allocazione	Review
	Metodi e categorie di impatto	Si tratta di una review di studi di LCA (e non solo) nei quali sono valutate molte categorie di impatto. Il presente studio raggruppa le categorie di impatto in tre temi: <ul style="list-style-type: none"> <li>- cambiamento climatico</li> <li>- impatti sulla salute, in particolare focalizzati su tossicità umana e qualità dell'aria (enfasi su Ossidi di Azoto NOx e Particolato PM)</li> <li>- impatti sull'ecosistema, in particolare eco-tossicità dell'acqua dolce</li> </ul>
Inventario – LCI	Origine dei dati	Review Gli impatti BEV per categoria di dimensione sono stati modellati come medie basate sui dati per 20 modelli BEV effettivi, utilizzando inventari dettagliati del ciclo di vita tratti dalla letteratura. Gli impatti degli ICEV sono basati sui dati LCA dei produttori di 13 modelli e calcolati in media per ciascuna categoria di dimensioni.
LCIA	Sintesi dei risultati	Le auto BEV rispetto alle ICEV risultano migliori su tutte le categorie di impatto ad eccezione di quelle legate alla Tossicità umana e ambientale e alla Diminuzione delle Risorse Minerarie.
Analisi di sensibilità e/o incertezza	Parametri e tecniche considerate	Review
Conclusioni dello studio	Principali conclusioni dello studio	Nel complesso, durante tutto il suo ciclo di vita, un tipico BEV in Europa offre una riduzione delle emissioni di gas serra (GHG) rispetto al suo equivalente ICEV. L'entità della differenza può dipendere da una serie di fattori, tra cui le dimensioni del veicolo considerato, il mix di elettricità e se il BEV viene confrontato con un veicolo convenzionale a benzina o diesel.  Le emissioni di gas a effetto serra delle materie prime e delle fasi di produzione sono in genere più elevate per un BEV rispetto al suo equivalente ICEV (circa 1,25 volte in più). Ciò è correlato al fabbisogno energetico per l'estrazione delle materie prime,

		<p>lavorazione e produzione delle batterie. Per la fase di fine vita le emissioni di GHG sia da BEV che da ICEV sono basse in termini di ciclo di vita complessivo.</p> <p>La più grande potenziale riduzione delle emissioni di GHG tra un BEV e un ICEV si verifica nella fase in uso, che può più che compensare il maggiore impatto delle fasi di estrazione e produzione delle materie prime. Tuttavia, la misura in cui il vantaggio in termini di emissioni di gas a effetto serra viene realizzato durante la fase di utilizzo dei BEV dipende fortemente dal mix elettrico. I BEV caricati con elettricità generata dal carbone hanno attualmente emissioni del ciclo di vita più elevate rispetto agli ICEV, mentre le emissioni del ciclo di vita di un BEV che utilizza elettricità generata dall'energia eolica potrebbero essere inferiori di quasi il 90 % rispetto a un ICEV equivalente. In futuro, con maggiore uso di elettricità a basse emissioni di carbonio nel mix europeo aumenterà il tipico risparmio di emissioni di gas serra dei BEV rispetto agli ICEV.</p> <p>I BEV possono offrire vantaggi locali in termini di qualità dell'aria grazie all'assenza di emissioni di gas di scarico, ad esempio ossidi di azoto (NOx) e particolato (PM). Tuttavia, i BEV emettono ancora PM localmente a causa dell'usura della strada, dei pneumatici e dei freni così come tutti i veicoli a motore (incertezza e variazione nei risultati, a seconda delle ipotesi fatte sulle emissioni ICEV e dei diversi metodi di stima per le emissioni non di scarico). La posizione spaziale delle emissioni è importante: laddove le centrali elettriche sono ubicate lontano dai centri abitati, la sostituzione degli ICEV con i BEV può portare a un miglioramento della qualità dell'aria urbana. Poiché la percentuale di elettricità rinnovabile aumenta e la combustione del carbone diminuisce nel mix elettrico europeo è probabile che il vantaggio dei BEV rispetto a ICEV aumenti.</p> <p>La differenza di emissioni sonore tra BEV e ICEV dipende fortemente dalla velocità del veicolo.</p> <p>La letteratura sugli impatti della tossicità umana, limitata rispetto a quella sugli impatti dei cambiamenti climatici, suggerisce che gli impatti del BEV potrebbero essere complessivamente superiori ai loro equivalenti ICEV. La ricerca esistente suggerisce che l'impatto maggiore dei BEV deriva dalla necessità aggiuntiva di rame e nichel con emissioni tossiche che si verificano principalmente nello smaltimento degli scarti di miniera associati all'estrazione di questi metalli. L'estrazione del carbone per generare elettricità utilizzata nelle fasi di produzione e utilizzo è anche associata alla tossicità umana. L'aumento di mix elettrici a basse emissioni di carbonio ridurrà questi impatti di tossicità umana.</p> <p>Gli effetti dei BEV sull'ecotossicità e sull'eutrofizzazione delle acque dolci possono essere maggiori rispetto agli ICEV a causa degli impatti associati all'estrazione e alla lavorazione dei metalli e all'estrazione e combustione del carbone per produrre elettricità. Si prevede che la quota di produzione di elettricità a basse emissioni di carbonio (e le relative riduzioni della produzione di carbone) aumenterà sia in Europa che nelle principali località di produzione di batterie ad esempio Cina, Corea del Sud e Giappone contribuendo a ridurre questi impatti.</p>
Nostre osservazioni	Cosa si può dedurre dallo studio al fine di fornire ai decisori strumenti di supporto per le scelte in tema di sostenibilità dei trasporti in ambito urbano.	I BEV offrono importanti opportunità per ridurre le emissioni di GHG e l'inquinamento atmosferico locale. Tuttavia, possono avere maggiori impatti sulla tossicità umana nei paesi di produzione delle materie prime della batteria. Gli impatti ambientali dei BEV e i loro vantaggi rispetto agli ICEV sono influenzati da una serie di variabili associate al mix elettrico, alla progettazione del veicolo, ai modelli di utilizzo, al riutilizzo e al riciclaggio. La promozione di un approccio di economia

		<p>circolare offre opportunità per migliorare i benefici dei BEV.</p> <p>Per la fase di produzione del veicolo, il componente più importante che determina l'impatto ambientale è la batteria. Una maggiore standardizzazione nella progettazione delle batterie potrebbe svolgere un ruolo chiave nell'aiutare a garantire il futuro riutilizzo e riciclaggio delle stesse e a ridurre la quantità di materie prime da estrarre.</p> <p>Le batterie più grandi (più pesanti) forniscono un maggiore accumulo di energia e maggiore autonomia del veicolo. Tuttavia, batterie più grandi richiedono una maggiore quantità di materie prime ed energia per essere prodotte, con conseguenti maggiori impatti ambientali in tutte le categorie. Il peso porta anche a un maggiore fabbisogno energetico per chilometro percorso. Per massimizzare l'autonomia del veicolo è necessario utilizzare materiali più leggeri nei veicoli, es. compositi di carbonio.</p> <p>Il ruolo delle fonti di elettricità a basse emissioni di carbonio, rinnovabili e nucleare, è fondamentale in tutte le fasi del ciclo di vita per ridurre al massimo il GWP dei BEV, sia nella fase di uso, sia in quelle di estrazione e produzione delle materie prime, che implicano processi ad alta intensità energetica.</p> <p>È necessario che gli studi di LCA continuino a tenere conto di tutti gli impatti e non solo dei cambiamenti climatici.</p>
--	--	--

Tabella A-7: Del Pero et al., 2018

7 – Valutazione del ciclo di vita nel settore automobilistico: un caso di studio comparativo tra motore a combustione interna (ICE) e auto elettrica		
Riferimento bibliografico	Del Pero, F., Delogu, M., & Pierini, M. (2018). Life Cycle Assessment in the automotive sector: a comparative case study of Internal Combustion Engine (ICE) and electric car. <i>Procedia Structural Integrity</i> , 12, 521-537.	
Goal & Scope	Obiettivo, target dello studio	Valutare il profilo ambientale dell'auto di riferimento per il progetto ALLIANCE (Delogu et al., 2018) sia in configurazione con motore a combustione interna (ICEV) sia in configurazione elettrica effettuando un'analisi comparativa.
	Unità funzionale	Distanza percorsa dall'auto durante la sua vita utile pari a 150.000 km
	Confini del Sistema	Intero ciclo di vita del veicolo, compresa la produzione, l'utilizzo (che comprende le fasi di estrazione delle risorse fino alla conversione dell'energia nel veicolo) e il fine vita (valutato sulla base dell'attuale stato per quanto riguarda i processi di smaltimento all'interno del settore automobilistico europeo).
	Procedura di allocazione	Allocazione su base fisica ed economica.
	Cut-off	L'unione dei processi di produzione, il trasporto durante la produzione, la manutenzione del veicolo sono esclusi dai confini del sistema.
	Metodi e categorie di impatto	<ul style="list-style-type: none"> <li>1 Acidification</li> <li>2 Climate Change (excluding biogenic carbon)</li> <li>3 Climate Change (including biogenic carbon)</li> <li>4 Ecotoxicity Freshwater</li> <li>5 Eutrophication Marine</li> <li>6 Eutrophication Terrestrial</li> <li>7 Human Toxicity midpoint (cancer effects)</li> <li>8 Human Toxicity (non-cancer effects)</li> <li>9 Ionizing Radiation</li> <li>10 Land Use</li> <li>11 Ozone Depletion</li> <li>12 Particulate Matter/Respiratory inorganics</li> <li>13 Photochemical Ozone Formation</li> <li>14 Resource Depletion Water</li> </ul>
Inventario – LCI	Origine dei dati	Lo studio utilizza sia dati secondari recuperati dal database presente su GaBi 6.3, sia dati primari raccolti per ciascuna fase del ciclo di vita. Per la fase di produzione la raccolta dati consiste nella determinazione della tipologia e della quantità di materiali nonché dei processi di fabbricazione per ogni componente del veicolo. La raccolta dati avviene mediante specifici questionari riguardanti materiali e tecnologie di fabbricazione riferite alle specifiche parti monomateriali. Per la fase d'uso, si assume il mix energetico medio europeo. Considerando le emissioni di scarico, per l'ICEV il contributo è determinato in base al consumo di carburante e ai valori di emissione standard EURO 5 attraverso equazioni (Del Pero et al., 2017). Il consumo energetico dovuto alla fase di utilizzo è calcolato attraverso un modello analitico di simulazione basato sulla dinamica del veicolo e implementato nell'ambiente software AMESim.
		Per tutte le categorie di impatto analizzate, ad eccezione dell'effetto serra, risulta che la fase di produzione è più impattante per le auto elettriche BEV. Tuttavia, le emissioni in fase di utilizzo comportano un

LCIA	Sintesi dei risultati	<p>peggioramento dei veicoli ICEV convenzionali rispetto alle auto elettriche a causa dell'utilizzo di fonti fossili e delle emissioni di gas climalteranti. In particolare, all'aumentare dei km percorsi i veicoli ICEV incrementano il loro impatto. In alcuni casi, per alcune categorie di impatto, si giunge al pareggio del carico ambientale dei veicoli ICEV rispetto ai BEV ad una determinata distanza percorsa (km).</p> <p>La fase di maggior contributo nei veicoli BEV è quella associata alla trasmissione, cioè l'elevato contributo attribuito alla fase di produzione delle batterie e del veicolo elettrico.</p> <p>Analizzando il risultato globale (fasi di produzione, utilizzo e fine vita), le categorie di impatto di acidificazione, tossicità umana, emissione di particolato, formazione di ozono fotochimico e depauperamento delle risorse risultano avere un carico maggiore per i veicoli BEV. a categoria di impatto del cambiamento climatico risulta l'unica più elevata per i veicoli convenzionali ICEV.</p>
Analisi di sensibilità e incertezza	Parametri e tecniche considerate	<p>Analisi di sensibilità è effettuata considerando diversi mix energetici per la produzione di energia elettrica utilizzata in fase di utilizzo dei veicoli BEV. In particolare, sono analizzati il mix medio europeo, il mix norvegese caratterizzato dall'impiego di risorse rinnovabili e il mix energetico polacco ove significativo è l'utilizzo di combustibili fossili per la produzione di energia. È stato valutato il punto di pareggio per diverse categorie di impatto all'aumentare dei km percorsi dai propulsori analizzati in fase di utilizzo (TTW).</p>
Conclusioni dello studio	Principali conclusioni dello studio	<p>I BEV hanno potenzialità di ridurre l'impatto sui cambiamenti climatici rispetto agli ICEV se l'elettricità consumata dall'auto è prodotta da fonti energetiche pulite e non fossili, altrimenti si potrebbe addirittura aumentare le emissioni di GHG spostando semplicemente la fonte di emissione. Tuttavia, bisogna considerare che la quota di fonti rinnovabili nel mix della rete elettrica tenderà ad aumentare nel futuro. Gli impatti delle auto BEV sono strettamente legati all'estrazione di metalli e alla produzione di sostanze chimiche per la produzione di batterie.</p>
Nostre osservazioni	Cosa si può dedurre dallo studio al fine di fornire ai decisori strumenti di supporto per le scelte in tema di sostenibilità dei trasporti in ambito urbano.	<p>La mobilità elettrica dovrebbe essere fortemente promossa solo laddove l'elettricità sia prodotta principalmente da fonti di energia pulita. Tuttavia, non si può basare l'analisi solo sulla categoria di impatto del Cambiamento Climatico, in quanto non permette di apprezzare alcune differenze fra ICEV e BEV portando così a conclusioni errate. Per evitare il passaggio del problema da una categoria di impatto all'altra, il massimo margine di miglioramento dei BEV risiede nello sviluppo tecnologico di processi innovativi per la produzione di batterie in grado di offrire elevate efficienze, materiali innovativi eco-efficienti e riciclabilità dei componenti. Alternativa per migliorare l'efficienza dei BEV è intervenire in fase di utilizzo aumentando il chilometraggio percorso.</p>

Tabella A-8: Tagliaferri et al., 2016

8 – Valutazione del ciclo di vita dei futuri veicolo elettrici e ibridi: un approccio ingegneristico dei sistemi dalla culla alla tomba.		
Riferimento bibliografico	Tagliaferri, C., Evangelisti, S., Acconcia, F., Domenech, T., Ekins, P., Barletta, D., & Lettieri, P. (2016). Life cycle assessment of future electric and hybrid vehicles: A cradle-to-grave systems engineering approach., 112, Chemical Engineering Research and Design 298-309.	
Goal & Scope	Obiettivo, target dello studio	Effettuare una valutazione del ciclo di vita di un veicolo elettrico a batteria BEV confrontandolo con gli impatti del ciclo di vita di una tecnologia convenzionale, come uno veicolo ICEV e veicoli ibridi HEV. Valutare gli hot-spot del ciclo di vita e verificare le fasi con maggiori impatti ambientali.
	Unità funzionale	1 km percorso da un veicolo (auto) per un totale di 150.000 km percorsi durante l'intero ciclo di vita.
	Confini del sistema	Energia e risorse primarie, fase di produzione, fase di utilizzo, fase di fine vita (rigenerazione e smaltimento) comprese le emissioni in aria, acqua e suolo.
	Procedura di allocazione	Allocazione attraverso il metodo di ampliamento del sistema. Smaltimento delle batterie secondo due processi (pirometallurgico e idrometallurgico) allocati al 50%.
	Cut-off	Esclusione del trasporto dei vari componenti al sito di produzione e smantellamento
	Metodi e categorie di impatto	1 Cambiamento Climatico 2 Esaurimento delle risorse fossili 3 Tossicità umana
Inventario – LCI	Origine dei dati	L'inventario si basa su mix di dati proveniente da diversi studi di letteratura pubblicati per veicoli BEV, veicoli plug-in, set di dati esistenti e relazioni pubblicate da aziende private. I modelli di auto considerati sono la Nissan Leaf per i BEV e la Toyota Yaris per gli ICEV. Per la carrozzeria è utilizzato il database <i>Ecoinvent 2.1</i> . L'inventario per la fase di produzione di ICEV si basa su <i>Ecoinvent 2.2</i> , così come l'uso di energia per BEV e ICEV. Produzione elettrica secondo mix europeo e produzione di carburante per ICEV secondo l'inventario è basato sul database contenuto nel software GaBi.
LCIA	Sintesi dei risultati	Sono stati considerati due modelli di veicoli elettrici (EVI e EVII) e un modello di veicolo convenzionale (ICEV), ma anche vari rapporti di ibridazione (HEV), secondo due scenari di base e di alto grado di riciclaggio. Il valore dell'eco-indicatore per il GWP indica 0,12 kg CO <sub>2</sub> eq per gli EVI, 0,11 kg CO <sub>2</sub> eq per EVII e 0,16 kg CO <sub>2</sub> eq per ICEV. Il valore maggiore è dovuto alla fase di utilizzo (61% EVI, 66% EVII, 89% ICEV, 80% HEV). La fase di smaltimento è pressoché la stessa e determina un contributo benefico per l'ambiente; la fase di fabbricazione determina il GWP più basso per gli ICEV. Per l'ADP il contributo principale è fornito dalla fase di utilizzo (in particolare per gli ICEV legati al consumo di gasolio). Per i modelli EV, l'impatto della fase di produzione è paragonabile a quello della fase di utilizzo. Per l'HTP, è maggiore per EVI e EVII rispetto a ICEV. Le fasi di produzione dei veicoli elettrici sono i principali contributori per quei

		<p>processi associati alla produzione chimica e dei metalli. In fase di dismissione, l'HTP di EVI e EVII sono più che doppi rispetto a quello degli ICEV.</p> <p>Nello scenario di alto riciclaggio le modifiche in fase di smaltimento contribuiscono ad una variazione dei risultati. Tuttavia, il poco contributo di questa fase sul totale degli impatti, comporta che eventuali variazioni siano poco significative sugli impatti complessivi.</p> <p>Il fattore di ibridazione relativo agli HEV comporta che, all'aumento del rapporto del moto elettrico segue una diminuzione del GWP. Il contrario avviene per l'HTP. Una diminuzione del fattore di ibridazione determina un aumento del GWP fino al 25% (per HEV) rispetto allo scenario EVII, mentre HTP diminuisce del 28% (per HEV) rispetto ad EVI.</p> <p>I futuri mix energetici nel futuro comportano variazioni dei risultati. La diminuzione del GWP associato all'ICEV è dovuta all'aumento della quota di biodiesel considerata nel mix. Tuttavia, il GWP dell'ICEV associato alla produzione di biodiesel aumenta a causa del maggiore impatto ambientale della produzione di biodiesel rispetto al gasolio fossile. Per i veicoli elettrici, la diminuzione del GWP è dovuta all'aumento della quota di rinnovabili che compongono il mix elettrico nel 2050. Nel 2050 EV rappresenta l'opzione migliore rispetto a ICEV per l'HTP (che per gli ICEV aumenta a causa dell'aumento di biodiesel). Gli scenari futuri non alterano l'andamento relativo di ICEV ed EV secondo l'ADP.</p>
Analisi di sensibilità e incertezza	Parametri e tecniche considerate	Viene considerata la sensibilità del modello del mix elettrico secondo scenari energetici futuri e la sensibilità del mix di diesel.
Conclusioni dello studio	Principali conclusioni dello studio	<p>L'ICEV determina un GWP più elevato rispetto al BEV e ciò è dovuto alla maggiore (quasi il 50%) quantità di gas serra emessi in fase di utilizzo. Al contrario la fase di produzione dei BEV è quasi il doppio di quella dell'ICEV a causa del più complesso sistema di produzione di batterie, associato alla produzione di metalli, prodotti chimici, energia. Stessa tendenza si evince per l'ADP, mentre l'analisi dell'HTP ha mostrato che il carico totale dei veicoli elettrici è superiore a quello degli ICEV. Questo risultato è dovuto all'utilizzo di metalli, prodotti chimici.</p> <p>Per la produzione futura del mix energetico futuro, il GWP dovrebbe diminuire sia per i BEV che per gli ICEV, ma i processi avanzati per la produzione di biodiesel e batterie devono svilupparsi ulteriormente per ridurre significativamente gli impatti ambientali.</p> <p>Nel complesso i BEV sono una tecnologia potenziale per contribuire alla riduzione delle emissioni di GHG. Tuttavia, la fase di fabbricazione rappresenta il principale ostacolo alle prestazioni complessive.</p>
Nostre osservazioni	Cosa si può dedurre dallo studio al fine di fornire ai decisori strumenti di supporto per le scelte in tema di sostenibilità dei trasporti in ambito urbano.	<p>Maggiori efficienze di produzione di energia, tecnologie avanzate e quote più elevate di energia rinnovabile hanno contribuito alla diminuzione del GWP totale dei veicoli elettrici. Stessa tendenza continuerà per il mix energetico futuro. La graduale sostituzione degli ICEV con i BEV determinerà una progressiva riduzione delle emissioni di gas serra del settore automobilistico grazie alle ridotte emissioni associate alla fase di utilizzo. Per la fase di produzione devono essere considerati ulteriori sviluppi tecnologici per la produzione di batterie.</p> <p>Per impatti tossicologici legati allo sfruttamento di metalli e</p>

		<p>produzione di sostanze chimiche, una maggiore efficienza dei processi potrebbe limitare gli impatti. Tuttavia, l'uso di ICEV potrebbe rappresentare una minaccia maggiore in futuro se si considera il cambiamento della miscela di combustibile.</p> <p>Il futuro mix energetico e il miglioramento di efficienza delle tecnologie potrebbe contribuire alla riduzione del GWP della fase di fabbricazione del BEV diminuendo la differenza con la fase di fabbricazione dell'ICEV.</p>
--	--	---

Tabella A-9: Girardi et al., 2015

9 – A comparative LCA of an electric vehicle and an internal combustion engine vehicle using the appropriate power mix: the Italian case study		
Riferimento bibliografico	Girardi P., Gargiulo A., Brambilla P.C., 2015: A comparative LCA of an electric vehicle and an internal combustion engine vehicle using the appropriate power mix: the Italian case study. The International Journal of Life Cycle Assessment. 20, pp. 1127-1142	
Goal & Scope	Obiettivo, target dello studio	Confrontare mediante LCA le prestazioni ambientali di auto elettriche (BEV) e a combustione interna (ICEV) prestando particolare attenzione alla produzione di elettricità attraverso la costruzione di due scenari, 2013 e 2030.
	Unità funzionale	Percorrenza di 150.000 km in area urbana (con stessa vita utile sia per le 2 motorizzazioni sia per la batteria della BEV).
	Confini del sistema	Le fasi considerate sono: la produzione e dismissione del veicolo; la produzione e dismissione della batteria (per i soli veicoli elettrici); la filiera di approvvigionamento del vettore energetico utilizzato per alimentare il veicolo; la fase d'uso del veicolo; la fase di manutenzione del veicolo e infine la costruzione, manutenzione delle strade.
	Procedura di allocazione	Allocazione di tipo Cut-off.
	Metodi e categorie di impatto	A=Air Acidification POF=Photochemical ozone formation CC=Climate Change EU=Eutrophication HT Human Toxicity 6 RD= Resources Depletion CED= Cumulative Energy Demand non Renewable 8 PM=Particulate Matter
Inventario – LCI	Origine dei dati	Dati secondari da <i>Ecoinvent 2.2</i> . Fattori di emissione del consumo di carburante provengono dall'applicazione del modello COPERT all'Inventario Nazionale di Emissioni di ISPRA 2014. I dati fattori di emissione delle centrali termoelettriche derivano dalle Dichiarazioni EMAS degli impianti registrati.
LCIA	Sintesi dei risultati	Il 75% del contributo al CC delle ICEV avviene durante l'uso, mentre il circa il 70% dello stesso contributo delle BEV avviene durante il Well to Tank (approvvigionamento energia elettrica). Relativamente a AP, ADP, CED, la fase Well to Tank è responsabile per la maggior parte del contributo in entrambi i veicoli. La fase di uso è importante nelle ICEV per AP (circa 20%), POF (circa 35%), PM (circa 20%)
Analisi di sensibilità e/o incertezza	Parametri e tecniche considerate	Analisi di sensibilità con batteria alimentata da mix elettrico o da solo fotovoltaico e con batteria più leggera al 25% (in massa).
Conclusioni dello studio	Principali conclusioni dello studio	La produzione di energia elettrica è la principale causa di impatto ambientale per i veicoli a ricarica esterna e il miglioramento delle stime degli impatti associati all'elettricità utilizzata per caricare una flotta di veicoli elettrici in crescita, nonché la decarbonizzazione del mix elettrico sono i passi più importanti verso la comprensione e la minimizzazione degli impatti dei veicoli elettrici rispetto agli ICEV. In entrambi gli scenari 2013 e 2030 rilevante è la produzione di energia elettrica da fonti fossili: in entrambi gli scenari il contributo ai cambiamenti climatici delle BEV è inferiore rispetto alle ICEV.

<p>Nostre osservazioni</p>	<p>Cosa si può dedurre dallo studio al fine di fornire ai decisori strumenti di supporto per le scelte in tema di sostenibilità dei trasporti in ambito urbano.</p>	<p>In entrambi gli scenari le BEV risultano migliori in tutte le categorie di impatto ad eccezione di Eutrofizzazione e Tossicità umana. Queste due categorie sono provocate dalle attività che avvengono in miniera per la produzione di batterie e le cui emissioni, quindi, avvengono lontane dai centri abitati.</p> <p>Anche il contributo dei veicoli elettrici ad acidificazione, formazione di ossidanti fotochimici e particolato (sempre inferiore a quello delle ICEV) è dovuto al ciclo di vita della produzione di elettricità, auto e batterie. Questi inquinanti vengono emessi lontano da aree ad alta densità di popolazione (dove invece sono rilevanti le emissioni di ICEV). Infine, gli inquinanti vengono emessi da camini alti, portando a una dispersione maggiore rispetto a quelli emessi da ICEV a bassa altezza. Pertanto, si può sostenere che le emissioni dovute alla fase di utilizzo dell'ICEV potrebbero avere un impatto maggiore sulla salute umana rispetto alla stessa quantità di emissioni provenienti dal ciclo di vita dell'elettricità.</p>
----------------------------	---	--

Tabella A-10: Nordelöf et al., 2014

<p><b>10 – Environmental impacts of hybrid, plug-in hybrid, and battery electric vehicles—what can we learn from life cycle assessment?</b></p>		
Riferimento bibliografico		Nordelöf, A., Messagie, M., Tillman, A. M., Söderman, M. L., & Van Mierlo, J. (2014). Environmental impacts of hybrid, plug-in hybrid, and battery electric vehicles—what can we learn from life cycle assessment? <i>The International Journal of Life Cycle Assessment</i> , 19(11), 1866-1890
Goal & Scope	Obiettivo, target dello studio	L'obiettivo è analizzare diversi studi di LCA, identificandone i risultati convergenti nella stessa direzione per fornire informazioni ai portatori di interesse. La review è stata svolta su 79 studi.
	Unità funzionale	Review: intera vita del veicolo variabile a seconda degli studi. Alcuni studi considerano 1km o una certa distanza percorsa. Minore è la distanza considerata nell'u.f., maggiore è l'impatto derivante dalla fase di produzione del veicolo.
	Confini del sistema	Estrazione e lavorazione materie prime, assemblaggio veicoli, fase d'uso, smaltimento finale con eventuale recupero e riciclo di materiale.
	Procedura di allocazione	
	Metodi e categorie di impatto	Si tratta di una review di studi di LCA (e non solo) nei quali è sempre riportato il GWP e perlopiù AP, NP, ADP e HT.
Inventario – LCI	Origine dei dati	Review
LCIA	Sintesi dei risultati	La BEV risulta migliore della ICEV nelle seguenti categorie di impatto: GWP, AP, NP, mentre risulta peggiore in ADP e HT.
Analisi di sensibilità e/o incertezza	Parametri e tecniche considerate	La maggior parte degli studi svolge delle analisi di incertezza e sensibilità, considerando diversi mix energetici e il miglioramento tecnologico di alcune componenti (ad esempio le batterie e la loro vita media).
Conclusioni dello studio	Principali conclusioni dello studio	Gli studi di LCA analizzati dimostrano che le emissioni di gas serra dai veicoli BEV sono inferiori a quelle dei veicoli ICEV e che questo miglioramento dipende fortemente dal contenuto di fossili del mix elettrico.
Nostre osservazioni	Cosa si può dedurre dallo studio al fine di fornire ai decisori strumenti di supporto per le scelte in tema di sostenibilità dei trasporti in ambito urbano.	<p>La produzione di energia elettrica è la fase dominante dei BEV: di conseguenza, solo se la produzione nazionale, ma anche globale, di energia elettrica diventerà pulita e decarbonizzata, i BEV potranno raggiungere il loro pieno potenziale nel mitigare i cambiamenti climatici.</p> <p>I propulsori elettrici sono più vantaggiosi nel traffico cittadino, con guida stop-start e bassa velocità.</p> <p>I BEV hanno la maggiore rilevanza ambientale nella fase di produzione delle batterie e i loro vantaggi ambientali aumentano con l'aumentare del chilometraggio.</p> <p>L'attività mineraria relativa alle materie prime delle batterie ha impatti negativi significativi sulle prestazioni ambientali dei BEV che tuttavia, sono inferiori rispetto ai benefici che derivano dall'uso delle BEV nei centri abitati. Per migliorare l'intero profilo dei BEV sarebbe necessario</p>

		ridurre l'impatto delle attività minerarie, che tuttavia, per la maggior parte si svolgono in paesi extra UE e quindi non sotto il controllo UE. La creazione di un sistema di riciclaggio adeguato per le batterie al litio e altri componenti è fondamentale per il miglioramento del profilo ambientale dei BEV.
--	--	---