

CON EL APOYO DE:



PTR2020-001201

Reciclado de baterías de iones de litio de vehículo eléctricos

INICIATIVA TECNOLÓGICA PRIORITARIA 01-2022

Diciembre de 2022

Autores

Franco Di Persio (FCIRCE). Director



Arturo Perez de Lucía (AEDIVE)



Francesco Gramendola, Jesús Palma, Micheel Acosta, Raquel Ferret, Juan Carlos Viera. Gabriela Benveniste.
(BATTERYPLAT)



Juan Manuel Pérez (CIIAE)



Raquel Casasola Fernández (Fundación IMDEA Energía)



Cecilia Medina (PTE- Automoción y Movilidad, SERNAUTO)



Talita Peixoto Sorrentino (UPM-ETSI Montes, Forestal y Medio Natural)



Revisor: Guillermo José Escobar

ESTE DOCUMENTO SE HA DESARROLLADO EN EL MARCO DE LAS AYUDAS A LA CONVOCATORIA CORRESPONDIENTE AL AÑO 2020 DE PLATAFORMAS TECNOLÓGICAS Y DE INNOVACIÓN DEL PROGRAMA ESTATAL DE INVESTIGACIÓN, DESARROLLO E INNOVACIÓN ORIENTADA A LOS RETOS DE LA SOCIEDAD (PLAN ESTATAL I+D+I 2017-2020)

ENTIDAD SOLICITANTE: PLATAFORMA TECNOLÓGICA ESPAÑOLA DE EFICIENCIA ENERGÉTICA

REFERENCIA PROYECTO: PTR2020-001201

Contenido

1.	EXCELENCIA DE LA PROPUESTA	9
2.	BATERÍAS DE IONES DE LITIO PARA VEHÍCULOS ELÉCTRICOS - CONTEXTO	11
2.1.	Auge de la tecnología de almacenamiento de las baterías de iones de litio	13
2.2.	Contexto regulatorio europeo y español para limitación de emisiones, desarrollo sostenible e impulso a la economía circular	13
2.2.1.	Legislación europea de emisiones vigente en 2021	13
2.2.2.	Reglamento sobre baterías y su reciclado	15
2.3.	Vehículos eléctricos y sus componentes	15
2.4.	Baterías en vehículos eléctricos, formatos de celdas y packs de baterías	17
2.5.	Tipos de vehículos y requerimientos de baterías	18
2.6.	Principio de funcionamiento de las baterías de iones de litio incluyendo la química del proceso	21
2.7.	Análisis del mercado, ventas y proyecciones	23
2.8.	Cadena de valor de las baterías de iones de litio para vehículos eléctricos	26
3.	MATERIAS PRIMAS PARA BATERÍAS DE IONES DE LITIO DE VEHÍCULOS ELÉCTRICOS ANALIZANDO SU RELEVANCIA	29
3.1.	Aspectos geopolíticos de los minerales estratégicos	29
3.2.	Minerales críticos para las tecnologías de energía limpia	30
4.	OPCIONES PARA EL FINAL DE VIDA DE LAS BATERÍAS DE VEHÍCULOS ELÉCTRICOS	32
4.1.	Contexto regulatorio europeo y español para la gestión del final de vida de las baterías de iones de litio.	32
4.2.	Industria del reciclado de las baterías de iones de litio y análisis del rol de los agentes involucrados.	36
4.2.1.	Comisión Europea	37
4.2.2.	Administración	38
4.2.3.	Sistemas Colectivos/Individuales de Responsabilidad Ampliada del Productor ..	40
4.2.4.	Recicladores	40
4.2.5.	Investigación	40
4.3.	Segunda vida de baterías de iones de litio	40
5.	VÍAS DE RECICLADO DE BATERÍAS DE IONES DE LITIO	42
5.1.	Estado del arte	44
5.1.1.	Procesos de pretratamiento	45
5.1.2.	Procesos de reciclado	48
5.2.	Nuevos desarrollos y tendencias	52
5.2.1.	Automatización de desmantelamiento (TRL 5-6)	54

5.2.2.	Trituración por ondas de choque (TRL 5-6)	55
5.2.3.	Pretratamiento con disolventes (TRL 4).....	56
5.2.4.	Reciclado directo (TRL 4)	56
5.2.5.	Métodos electroquímicos.....	57
5.2.6.	Biohidrometalurgia (TRL 5-6).....	59
5.2.7.	Froth-flotation (TRL 4)	60
5.2.8.	Extracción con fluidos supercríticos (TRL 4).....	60
5.2.9.	Calcinación con sulfatos (TRL 4).....	60
5.2.10.	Recuperación de grafito (TRL 4).....	61
5.3.	Consideraciones finales	62
6.	EFICIENCIA ENERGÉTICA DEL RECICLADO DE BATERÍAS DE IONES DE LITIO Y ACV (ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA)	63
6.1.	Definición del objetivo y alcance	63
6.2.	Inventario de Ciclo de Vida (ICV)	68
6.2.1.	Recuperación de materiales	76
6.2.2.	Hipótesis y simplificaciones	77
6.3.	Evaluación de Impacto de Ciclo de vida (EICV)	77
6.4.	Interpretación de resultados	77
6.4.1.	Impactos sobre el Cambio climático	78
6.4.2.	Uso total de energía en los procesos de reciclaje y consideraciones sobre eficiencia energética.....	79
6.5.	Conclusiones del ACV	84
6.6.	Análisis de costes-beneficios	85
7.	Elementos para diseñar una hoja de ruta tecnológica del sector del reciclado de baterías de iones de litio en España	93
7.1.	Análisis PESTEL.....	93
7.2.	Análisis DAFO del planteamiento ITP.....	95
7.2.1.	Debilidades	96
7.2.2.	Amenazas	100
7.2.3.	Fortalezas	101
7.2.4.	Oportunidades.....	102
8.	Conclusiones.....	105
9.	Bibliografía.....	108

Ilustraciones

Figura 1. Reglamentos europeos de emisiones. Fuente: SERNAUTO 2022.....	14
Figura 2: Tipos de baterías de litio, densidades energéticas y su coste. Fuente: (14)	18
Figura 3. Celdas pouch dentro de un módulo. Fuente: Jaguar	19
Figura 4. Battery pack y módulos de baterías. Fuente: : C. BICKEL/SCIENCE	20
Figura 5. Energía específica por tipo de tecnología de batería. Fuente: Boltta(16).....	22
Figura 6. Análisis de precios de diferentes sistemas y tecnologías de almacenamiento de energía. Fuente: IRENA 2017 (18)	23
Figura 7. Ventas globales de vehículos eléctricos en 2021. Fuente: Statista (25).....	25
Figura 8. Ventas principales fabricantes de vehículos eléctricos puros. Fuente: Canalys (26)	25
Figura 9. Top 10 coches enchufables más vendidos. Fuente: Inside EVs (27)	26
Figura 10. Eléctricos puros más vendidos en 2021 Fuente: elaboración propia AEDIVE	26
Figura 11. Cadena de valor de las baterías de litio (28)	27
Figura 12. Principales actores. Fuente: Infinity Lithium 2019	27
Figura 13: Cadena de valor lineal de las baterías de vehículos eléctricos (29)	27
Figura 14. Ciclo de vida de los vehículos respondiendo al reto de la economía. Fuente: PSA Group Report.....	28
Figura 15. Principales países proveedores de materias primas fundamentales a la UE. Fuente: Comisión Europea, 2020 (35)	30
Figura 16. Vida de la batería. Fuente: Consejo de la UE(45).....	36
Figura 17. Contenido en metales (% peso) de diferentes químicas en baterías de Iones de litio (no se tiene en cuenta el contenido en oxígeno) (53).	43
Figura 18. Contribución media de cada componente de una celda de Iones de litio a su coste total	47
Figura 19. Diagrama esquemático del horno de pirólisis. Fuente: UMICORE.	50
Figura 21. Número de publicaciones recientes clasificadas por componentes del cátodo (azul) y por procesos (naranja) investigados.....	53
Figura 22. Imágenes del desmantelamiento automático mediante programación de un brazo robótico de una batería de Fiat 500e (Demostrador del proyecto H2020-CarE-Service).	54
Figura 23. Esquema de la técnica de trituración por ondas de choque.....	56
Figura 24. Esquema general del proceso de extracción electroquímica de muestras de residuos de baterías de iones de litio pretratadas	58
Figura 25. Dispositivo de laboratorio: (a) piezas de la celda, (b) método de inyección/extracción de los electrodos semisólidos y (c) sistema REIPC completo (63)	59
Figura 26 Hoja de ruta de los cátodos para baterías de tracción (Avicenne Energy, 2022).....	66
Figura 27 Estimación de cómo va a evolucionar el mercado de las baterías NMC en el periodo 2020-2030 (79)	66
Figura 28 Fronteras del sistema consideradas en el presente estudio de ACV (adaptado de EverBatt, 2020).....	67
Figura 29 Diagrama del proceso de reciclaje pirometalúrgico. (EverBatt, 2020).....	73
Figura 30 Diagrama del proceso de reciclaje hidrometalúrgico. (Adaptado de EverBatt, 2020) .	74
Figura 31 Diagrama del proceso de reciclaje directo. (EverBatt, 2020).....	75
Figura 32. Impactos sobre el cambio climático generados en los escenarios analizados	79
Figura 33 Demanda energética total en los escenarios analizados	80
Figura 34. Demanda energética total en los escenarios para las químicas NMC (111) y LFP	81

Figura 35. Demanda energética total en los escenarios analizados ordenados por vías de reciclado	81
Figura 36. Potencia eléctrica demandada por cada equipo utilizado en el proceso pirometalúrgico	82
Figura 37. Potencia eléctrica demandada por cada equipo utilizado en el proceso hidrometalúrgico	83
Figura 38. Potencia eléctrica demandada por cada equipo utilizado en el proceso de reciclaje directo	83
Figura 39. Cantidad total de baterías, y diferenciadas por química, comercializadas en la UE. Los datos se representan en toneladas para la UE28, para los años 2006 a 2021. Los datos de 2018 a 2021 son previsiones.	89
Figura 40. Distribución costes y beneficio [\$/kg celdas]. Planta reciclado 10000 Toneladas/Año - 10 años vida útil. Mezcla de químicas en entrada: (NMC111 64%, LCO 20%, LMO 13%, LFP 4%) y reducción del 10% en eficiencia recuperación con respecto a base del modelo EverBatt	91
Figura 41 Distribución costes y beneficio [\$/kg celdas]. Planta reciclado 10000 Toneladas/Año - 10 años vida útil. Mezcla de químicas en entrada: (NMC811 65%, LCO 10%, LMO 5%, LFP 20%) y reducción del 10% en eficiencia recuperación con respecto a base del modelo EverBatt	92

Tablas

Tabla 1. Ventajas y desventajas de cada geometría de baterías. Fuente: SERNAUTO.....	17
Tabla 2: Tipos de baterías de litio (14)	18
Tabla 3. Requerimientos principales para el pack de baterías en función del tipo de vehículo electrificado. Fuente: elaboración propia SERNAUTO	19
Tabla 4: Materiales y prestaciones de las distintas tecnologías de litio. Fuente: International Renewable Energy Agency (17)	22
Tabla 5. Lista de materias primas críticas de 2020. Fuente: (36)	31
Tabla 6. Comparativa de legislación relativa a la gestión de final de vida de baterías en Europa.	33
Tabla 7. Datos de puesta en el mercado y recogida de baterías portátiles en la UE. La imagen corresponde a lo mostrado en la página web de Eurostat.	38
Tabla 8. Datos de eficiencia de reciclaje de baterías de plomo, Ni-Cd y portátiles en la UE. La imagen corresponde a lo mostrado en la página web de Eurostat.	39
Tabla 9 Generación eléctrica en España según la fuente IEA (78).....	64
Tabla 10 Escenarios estudiados (elaboración propia).....	65
Tabla 11 Composición de las celdas estudiadas (% en masa) (EverBatt, 2020)	68
Tabla 12 Requisitos de materiales para cada escenario según la vía de reciclaje y simulación empleada en EverBatt (Elaboración propia)	70
Tabla 13 Requerimientos energéticos para cada escenario analizado (Elaboración propia).....	71
Tabla 14 Destino de los materiales según cada proceso de reciclaje (adaptado de EverBatt, 2020)	76
Tabla 15 Materiales recuperados según el proceso de reciclaje (adaptado de Dai et al., 2019). 76	76
Tabla 16 Información sobre los costes del reciclaje de baterías de iones de litio para España (elaboración propia a partir de datos 2021-2022).....	85
Tabla 17 Parámetros de costes específicos elegidos para la planta de reciclaje. Marcado en oscuro los capítulos de los diagramas de desglose de costes	86
Tabla 18 Coste unitario de las baterías como residuo según la química (adaptado de Everbatt, 2020)	87
Tabla 19 Precios unitarios de los materiales de las baterías recicladas (\$/kg) – datos 2019.....	87
Tabla 20 Eficiencia de recuperación para diferentes materiales que el modelo EverBatt (77) ...	88
Tabla 21 Composición de la mezcla de entrada al modelo EverBatt y capacidad anual para análisis costes-beneficio (elaboración propia para 2030)	89
Tabla 22 Eficiencia estimada de recuperación de materiales para las tres vías de reciclado con una mezcla de entrada de diferentes químicas para análisis costes-beneficio NMC (111) 64% - LCO 20% - LMO 13% - LFP 4% (elaboración propia)	90
Tabla 23. Composición de la mezcla de entrada al modelo EverBatt y capacidad anual para análisis costes-beneficio (elaboración propia para más allá de 2030)	92
Tabla 24. Factores correspondientes a las 6 categorías del PESTEL que impactan directamente en el desarrollo de la industria del reciclaje en España.	93
Tabla 25. Debilidades identificadas en el análisis DAFO con grado de prioridad con su justificación	96
Tabla 26. Amenazas identificadas en el análisis DAFO.....	100
Tabla 27. Fortalezas identificadas en el análisis DAFO.....	101
Tabla 28. Oportunidades identificadas en el análisis DAFO	102

Lista de acrónimos

UE: Unión Europea

CE: Comisión Europea

CRM: Materias Primas Críticas

ITP: Iniciativa Tecnológica Prioritaria

NMC (xyz): Baterías de iones de litio con cátodo de óxido de litio con níquel, manganeso y cobalto en proporción x y z

NCA: Baterías de iones de litio con cátodo de óxido de litio, níquel, cobalto y aluminio

LCO: Baterías de iones de litio con cátodo de óxido de litio y cobalto

LMO: Baterías de iones de litio con cátodo de óxido de litio y manganeso

LFP: Baterías de iones de litio con cátodo de óxido de litio y hierro fosfato

LTO Baterías de iones de litio con ánodo de óxido de titanato de litio

ICE: Motor a Combustión Interna

EV o VE: Vehículo Eléctrico genérico

PHEV: Vehículo Eléctrico Híbrido Enchufable

BEV: Vehículo Eléctrico únicamente a batería

BMS: Battery Management System

MGP: metales del grupo del platino

TRL: Technology Readiness level

ACV: Análisis del ciclo de vida

ICV: Inventario de Ciclo de Vida

GEI: Gases de Efecto Invernadero

ODS: Objetivos de Desarrollo Sostenible

1. EXCELENCIA DE LA PROPUESTA

A nivel mundial y europeo, las ventas de vehículos eléctricos han aumentado en los últimos años y este incremento continuará en los próximos años a un mayor ritmo. El plan de descarbonización de la Unión Europea (UE) en el sector del transporte está teniendo en cuenta este escenario. El principal componente de un vehículo eléctrico es su batería de iones de litio, que representa casi el 30-40% del coste total del vehículo. El desarrollo y la producción de baterías son un imperativo estratégico para Europa y su competitividad industrial. En diciembre de 2019, la nueva Comisión Europea (CE) estableció un plan para convertir a Europa en el primer continente climáticamente neutro presentando el Acuerdo Verde Europeo y en marzo de 2020 adoptando el nuevo plan de acción de Economía Circular. En este contexto, se han emprendido varias iniciativas para crear el ecosistema adecuado para construir una industria europea de fabricación de baterías competitiva y sostenible. El 10 de diciembre de 2020, la CE propuso un nuevo Reglamento sobre baterías que establece requisitos de sostenibilidad para todo el ciclo de vida de las baterías industriales recargables y de los vehículos eléctricos, desde la extracción de las materias primas hasta la gestión del final de la vida útil. Hay una doble intención detrás de este reglamento: localizar la producción de baterías en Europa (el 75% se encuentra en Asia; China y Japón) e introducir el uso de técnicas respetuosas con el medio ambiente en toda la cadena de valor del vehículo eléctrico.

La movilidad sostenible es solo un aspecto de la transición verde y digital que la UE está llevando a cabo. Sin embargo, para garantizar el éxito de esta transición la UE necesita disminuir su dependencia de determinadas materias primas necesarias desde un punto de vista tecnológico, con un suministro resiliente, más seguro y sostenible. De lo contrario, la UE cambiaría su dependencia de los combustibles fósiles por una dependencia de materias primas críticas (CRM).

Muchas de las materias primas utilizadas para la fabricación de las baterías de iones de litio, especialmente para el cátodo y el ánodo, están clasificada por la UE como CRM. La cadena de suministro de estas materias primas está controlada en gran medida por los operadores chinos de minería y refinado, que controlan el grafito, el litio, el cobalto y el níquel. Por esta razón, la UE pretende cerrar el círculo de la producción de vehículos eléctricos utilizando componentes reciclados para la fabricación de nuevas baterías, promoviendo el segundo uso de las baterías de vehículos eléctricos y reduciendo en general la huella de carbono de las baterías.

Sin embargo, la industria del reciclado de baterías de iones de litio es todavía bastante incipiente en Europa y en España actualmente no existe capacidad real de reciclado de baterías de vehículos eléctricos. La principal explicación reside en el hecho de que hoy en día hay muy pocas de estas baterías de iones de litio que hayan llegado al final de su vida útil. La industria del reciclaje, como en cualquier otro sector, para ser competitiva, necesita disponer de volúmenes importantes de "materias primas".

Independientemente de la clasificación que se haga de los métodos de reciclado, todos los procesos comerciales de reciclaje se basan en la rentabilidad proporcionada por la recuperación de los materiales más valiosos de las baterías de iones de litio, contenidos principalmente en el cátodo, como cobalto y níquel.

A la luz de todos estos datos, el objetivo de esta Iniciativa Tecnológica Prioritaria (ITP) es reivindicar el máximo interés de la administración en la necesidad de contribuir al desarrollo de una industria española de reciclaje de baterías de iones de litio eficiente y sostenible. Además, pretende familiarizar con todos los aspectos de la tecnología de las baterías de iones de litio y, en particular, con el principal sector que se ocupa de la gestión de su fin de vida: la industria del

reciclaje. En concreto, se analizará el contexto legislativo europeo y español y el estado del arte de las tres principales vías de reciclaje que son la pirometalúrgica, la hidrometalúrgica y la directa, incluyendo los nuevos desarrollos de las técnicas y procesos en los que está avanzando la I+D. A continuación, se analizará el impacto medioambiental y la eficiencia energética de estos procesos de reciclaje. Los resultados de todos estos estudios se utilizarán como base para un análisis PESTEL y DAFO y proporcionar así los principales elementos que se deberían emplear para diseñar y desarrollar una hoja de ruta tecnológica para el sector del reciclaje de baterías de iones de litio en España.

2. BATERÍAS DE IONES DE LITIO PARA VEHÍCULOS ELÉCTRICOS - CONTEXTO

La batalla por el liderazgo de los vehículos eléctricos y su ecosistema tiene uno de sus ejes en el desarrollo de las baterías, con el fin de obtener una mayor autonomía, una carga más rápida y un precio más económico.

Aun sin nuevas políticas o regulaciones, la mitad de las ventas mundiales de vehículos de pasajeros en 2035 serán eléctricas, según la consultora BloombergNEF (BNEF) (1), lo que significa que esta conversión industrial masiva marca un cambio desde un sistema de energía intensivo en combustible hacia un sistema de energía intensivo en materiales y en las próximas décadas, cientos de millones de vehículos saldrán a las carreteras, incorporando baterías masivas con decenas de kilogramos de materiales que aún no se han extraído.

El primer desafío para los investigadores pasa por reducir la cantidad de metales que deben extraerse para las baterías de los vehículos eléctricos, las cuales varían según el tipo de batería y el modelo de vehículo. Un pack de baterías de iones de litio para automóviles de níquel, manganeso y cobalto 532 (NMC 532) de 60 kWh podría contener alrededor de 8 kg de litio, 35 kg de níquel, 20 kg de manganeso y 14 kg de cobalto según cifras del Laboratorio Nacional Argonne (2).

Los analistas no anticipan una revolución que se aleje de las baterías de iones de litio en el corto plazo: su coste se ha desplomado tanto que es probable que sean la tecnología dominante en el futuro previsible. Ahora son 30 veces más baratas que cuando entraron por primera vez en el mercado como baterías pequeñas y portátiles a principios de la década de 1990, incluso habiendo mejorado su rendimiento.

Algunas proyecciones señalan que el coste de un pack de baterías de iones de litio para el vehículo eléctrico caerá por debajo de los 100 dólares el kWh para 2023, lo que llevaría a que los coches eléctricos, que siguen siendo más caros que los convencionales, alcancen la paridad de precios a mediados de la década de 2020 sin necesidad de ayudas estatales o subvenciones.

Para producir electricidad, estas baterías transportan iones de litio internamente del ánodo al cátodo a través del electrolito. Los cátodos son el principal factor limitante en el rendimiento de la batería y donde se encuentran los metales más valiosos.

El litio en sí no es escaso. El informe del U.S. Geological Survey del 2022 (3) estima que las reservas actuales del metal son de 22 millones de toneladas, suficientes para llevar la conversión a vehículos eléctricos hasta mediados de siglo. Y las reservas son un concepto maleable, porque representan la cantidad de un recurso que se puede extraer económicamente a los precios actuales y dados los requisitos tecnológicos y reglamentarios actuales. Para la mayoría de los materiales, si la demanda aumenta, las reservas eventualmente también lo hacen.

A medida que los automóviles se electrifican, el desafío radica en aumentar la producción de litio para satisfacer la demanda y esto podría resultar en una escasez temporal y cambios significativos en los precios, pero los contratiempos del mercado no cambiarán el panorama a largo plazo y a medida que se construye más capacidad de procesamiento, es probable que esta escasez se resuelva por sí sola, según afirman especialistas como los del Instituto de Investigación de Energía Eléctrica en Palo Alto, en California (4).

El aumento de la minería de litio conlleva sus propias preocupaciones ambientales: las formas actuales de extracción requieren grandes cantidades de energía (para el litio extraído de la roca) o agua (para la extracción de salmueras). Pero las técnicas más modernas que extraen litio

utilizando energía geotérmica para impulsar el proceso, se consideran más benignas. Y a pesar de este costo ambiental, la minería de litio ayudará a desplazar la extracción destructiva de combustibles fósiles.

Los investigadores están más preocupados por el cobalto, que es el ingrediente más valioso de las baterías actuales, pero que mayores problemas sociopolíticos afronta por su extracción, aunque ya hay fabricantes que han desechado este componente de sus baterías con otras a base de litio-ferrofosfato. El níquel, otro componente importante de las baterías de vehículos eléctricos, también podría afrontar problemas de escasez.

Por ello, ya hay empresas como la startup de baterías estadounidense Alsym Energy, que está trabajando en el desarrollo de una nueva batería a base de agua, que no utiliza litio, cobalto o níquel y que, además, cuesta la mitad que las baterías de iones de litio convencionales y en las que el electrolito, formado principalmente por agua, no necesita utilizar disolventes orgánicos y al no disponer de materiales inflamables o tóxicos incrementan su respeto con el medioambiente y seguridad, pero como siempre, las especificaciones técnicas que interesan de una batería como son la densidad de energía, los ciclos de carga y descarga que soporta sin degradación, el rendimiento en climas fríos, la velocidad de carga o las tasas de descarga siguen siendo una incertidumbre.

Otro tema para tener en cuenta en la eliminación de componentes actuales en las baterías de iones de litio es el reciclaje. Si las baterías se fabrican sin cobalto, los investigadores se enfrentarán a una consecuencia no deseada, ya que el metal es el principal factor que hace que el reciclaje de baterías sea económico, porque otros materiales, especialmente el litio, son actualmente más baratos de extraer que de reciclar.

Los esfuerzos de investigación se han centrado en mejorar el proceso para hacer que el litio reciclado sea económicamente atractivo. La gran mayoría de las baterías de iones de litio se producen en China, Japón y Corea del Sur; en consecuencia, las capacidades de reciclaje están creciendo más rápido en estas regiones. China ya tiene incentivos financieros y regulatorios para las compañías de baterías que obtienen materiales de empresas de reciclaje en lugar de importar materiales recién extraídos.

En Europa, la Comisión Europea ha propuesto estrictos requisitos de reciclaje de baterías⁽⁵⁾ que podrían introducirse gradualmente a partir de 2023, aunque las perspectivas de desarrollo de una industria nacional de reciclaje son inciertas.

En Estados Unidos, la administración del presidente Biden quiere invertir miles de millones de dólares para fomentar una industria nacional de fabricación de baterías de vehículos eléctricos y apoyar el reciclaje, pero aún no ha propuesto regulaciones más allá de la legislación existente que clasifica las baterías como desechos peligrosos que deben eliminarse de manera segura. Algunas empresas de nueva creación norteamericanas dicen que ya pueden recuperar la mayoría de los metales de una batería, incluido el litio, a costos que son competitivos con los de la minería, aunque los analistas dicen que, en esta etapa, la economía general solo es ventajosa debido al cobalto.

Podría llevar tiempo que el mercado de baterías de iones de litio alcance un tamaño importante, en parte porque estas baterías se han vuelto excepcionalmente duraderas: las baterías actuales de los automóviles pueden durar hasta 20 años y, además, tienen una segunda vida para aplicaciones menos exigentes, como el almacenamiento estacionario de energía o la propulsión de barcos

2.1. Auge de la tecnología de almacenamiento de las baterías de iones de litio

A lo largo de los años, muchas sustancias químicas han sido investigadas, probadas y usadas para suministrar energía a una infinidad de artículos. Se han realizado avances a lo largo de los años, desde la batería básica de plomo ácido inventada en 1859 (6) hasta la batería de gel de plomo ácido en 1934 (7) la más reciente batería de plomo ácido con válvula reguladora (sellada) en 1957. Además, podemos agregar la introducción de las nuevas sustancias químicas alcalinas y con base en níquel para observar el impresionante progreso material que los científicos han alcanzado en la innovación y el rendimiento de las baterías.

En la actualidad, el progreso continúa con las baterías de iones de litio. El elemento Li fue descubierto alrededor de 1818. Sin embargo, para efectos prácticos, las baterías de iones de litio tuvieron sus orígenes a principios de la década de 1970 a partir del trabajo del físico John Goodenough y el químico Stan Whittingham (8) Podemos atribuir el éxito comercial de las baterías de iones de litio a Sony, que en 1991 introdujo una revolucionaria cámara de video portátil que usaba este tipo de batería (9).

Así empezó el crecimiento exponencial de las baterías de iones de litio. En la actualidad, todo el mundo disfruta los beneficios de estas baterías que permitieron que nuestros equipos electrónicos fueran más pequeños, con un funcionamiento de mayor duración y más potentes. Sin embargo, ha habido algunos casos en que la seguridad ha ocupado el centro de atención.

El Litio es el más liviano de todos los metales y posee el mayor potencial electroquímico versus de SHE (Standard Hydrogen Electrode) y una elevada capacidad de intercalar iones de litio. Usando litio metálico como electrodo negativo las baterías recargables serían capaces de proveer alto voltaje y excelente capacidad, obteniendo así una extraordinaria alta densidad de energía. Sin embargo, tras largas investigaciones sobre las baterías de litio durante la década del ochenta, se descubrió que el ciclaje de carga crea las condiciones para el desarrollo de dendritas de litio que enseguida rompen las barreras del separador cortocircuitando con el electrodo positivo. Si esto se produce, se alcanza una elevada temperatura en la celda que acelera la elevada reactividad del del litio con agua y otras sustancias, lo que desencadena una violenta reacción.

A causa de la inestabilidad inherente al Metal – Litio, especialmente durante su carga, las investigaciones se orientaron hacia la búsqueda de una batería de Litio no metálico usando iones de litio como Dióxido de litio-cobalto (LiCoO_2) como electrodo positivo (cátodo). Aunque levemente menor en densidad de energía que el metal – Litio, el Litio Ion es más seguro, provisto con ciertas precauciones para la carga y la descarga

Desde 1991, cuando se comercializó la primera batería de lones de litio, otros fabricantes siguieron el ejemplo siendo hoy la química de baterías de más rápido crecimiento en el mundo. Han surgido varios tipos de baterías de lones de litio caracterizadas por cátodos fabricados con diferentes óxidos de litio y una variedad de otros metales. La versión original usaba carbón como electrodo negativo (ánodo). Desde 1997, la mayoría de las baterías de lones de litio se han volcado al uso del grafito.

2.2. Contexto regulatorio europeo y español para limitación de emisiones, desarrollo sostenible e impulso a la economía circular

2.2.1. Legislación europea de emisiones vigente en 2021

- Reglamentos europeos de emisiones de CO₂ (2020 / 2030)

- Reglamento (CE) 443/2009 (Turismos)
- Reglamento (UE) 510/2011 (Furgonetas)
- Reglamento (UE) 2019/631 (Vehículos ligeros)
- Reglamento (UE) 2019/1242 (Vehículos pesados)
- Reglamentos europeos de emisiones contaminantes
 - Turismos y comerciales ligeros (Euro 5 y Euro 6): Reglamentos (CE) 715/2007, (CE) 692/2008 y (UE) 136/2014
 - Vehículos pesados (Euro VI): Reglamentos (CE) 595/2009, (UE) 582/2011 y (UE) 2016/1718
- Reglamento WLTP de ensayo de vehículos
 - Reglamentos (UE) 2017/1151 y (UE) 2018/1832
- Reglamento europeo de ensayo en condiciones reales de conducción (RDE - Euro 6)
 - Reglamentos (UE) 2016/427, (UE) 2016/646, (UE) 2017/1154 y (UE) 2018/1832
 - Propuesta COM EC (2019)208 (Factor de conformidad RDE) y Clean_Mobility_Commission_tables_proposal_on_car_emissions_testing_in_real_driving_conditions.pdf – En fase final de negociación entre Comisión, Consejo y Parlamento Europeos.
- Reglamentos UE de emisiones CO2 2025 / 2030 (2019)

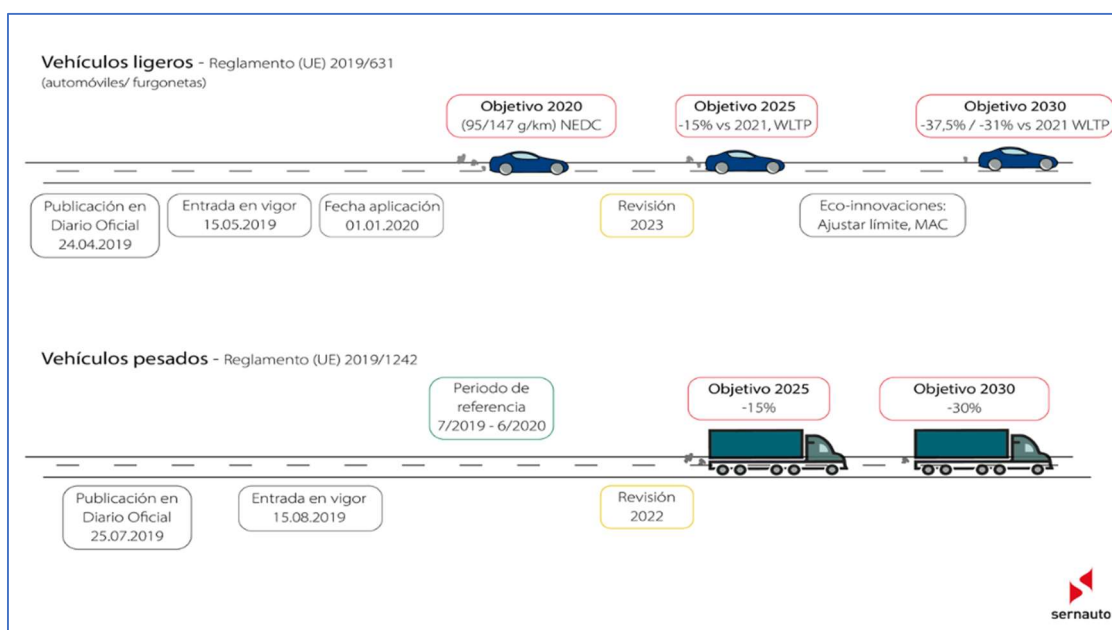


Figura 1. Reglamentos europeos de emisiones. Fuente: SERNAUTO 2022

En el paquete legislativo Fit for 55 (10) presentado en julio 2021 se incluye una revisión del reglamento de emisiones de CO₂ de vehículos ligeros (automóviles y furgonetas), que actualmente se encuentra en fase de tramitación tanto en el Parlamento Europeo como en el Consejo Europeo. La propuesta de la CE plantea niveles de reducción de emisiones superiores al reglamento de 2019. La Comisión también está trabajando en una propuesta de reglamento Euro 7 de emisiones contaminantes.

Respecto a normativa relacionada con economía circular, a nivel europeo está primero el “Plan de acción de la UE para la Economía Circular” de 2015 (COM(2015) 614) con una segunda versión

publicada en 2020 en el Pacto Verde Europeo conocida como Circular economy action plan (11). A nivel nacional está la ESPAÑA CIRCULAR 2030.

El Consejo Europeo aprobó el pasado 28 de junio la propuesta de la Comisión Europea del Reglamento de estándares de emisiones de CO₂ de vehículos ligeros (turismos y furgonetas), incluida en el paquete legislativo Fit For 55. La posterior ratificación del Parlamento Europeo, ha supuesto la prohibición de facto de la venta de turismos y furgonetas de motores de combustión (ICE) a partir de 2035 en la Unión Europea (12).

En el punto medio de este camino hacia una flota libre de emisiones, la Comisión Europea ha fijado una reducción del 55% de las emisiones de gases contaminantes de coches y vehículos comerciales ligeros de combustión antes de 2030. Esta posición abre un camino de negociación con los gobiernos de los estados miembros y los ministros para convertir esta medida en una ley comunitaria. Se espera que la ley definitiva se apruebe este otoño.

A nivel legislativo también está sobre la mesa la aprobación de la nueva normativa de emisiones Euro7/VIII que obligará a los fabricantes a reducir aún más las emisiones de los vehículos de combustión. Su aprobación ha sido retrasada al segundo semestre de 2022. Con la norma Euro7, la Comisión Europea tiene previsto evaluar la introducción de nuevos límites de emisiones contaminantes aún más exigentes para los vehículos ligeros y pesados, sobre la base de la norma Euro 6, que establece ya de por sí unos muy estrictos límites de emisiones de NOX y partículas para vehículos gasolina y diésel.

2.2.2. Reglamento sobre baterías y su reciclado

En marzo de 2022, el Consejo Europeo adoptó una orientación general sobre una propuesta de Reglamento para reforzar la legislación de la UE sobre batería y su reciclado que actualice la normativa actual que data de 2006(5).

El documento amplía el ámbito del reglamento "a los módulos de batería prefabricados y a todas las baterías de vehículos eléctricos", incluidos los aparatos ligeros como los patinetes y propone requisitos más estrictos en materia de sostenibilidad, rendimiento y etiquetado y reclama que las pilas y baterías tengan un distintivo que refleje su huella de carbono, entre otros puntos como niveles mínimos de recuperación de cobalto, plomo, litio y níquel de los residuos para su reutilización en nuevas baterías. Para más detalles véase el capítulo 4 de este informe

2.3. Vehículos eléctricos y sus componentes

Hay componentes básicos para cualquier tipo de vehículo eléctrico, batería, cable de carga de coche eléctrico, motor, pero también hay elementos únicos. Los elementos básicos instalados en casi todos los tipos de coches eléctricos son:

Pack de baterías de tracción (A)

La función de la batería en un coche eléctrico es la de un sistema de almacenamiento de energía eléctrica en forma de corriente continua (DC).

Si recibe una señal del controlador, la batería enviará energía eléctrica de corriente continua al inversor para que la utilice para accionar el motor. El tipo de batería que se utiliza es una batería recargable que está dispuesta de tal manera que forma lo que se llama un pack de baterías de tracción.

Aunque, a lo largo del desarrollo de la movilidad eléctrica ha habido varios tipos de baterías para coches eléctricos, hoy en día la tecnología de iones de litio se ha quedado como la única opción.

Inversor de corriente (B)

El inversor funciona para cambiar la corriente continua (DC) de la batería en corriente alterna (AC) y luego esta corriente alterna es utilizada por un motor eléctrico.

Además, el inversor de un coche eléctrico también tiene la función de cambiar la corriente alterna cuando se produce el frenado regenerativo a corriente continua y luego se utiliza para recargar la batería. El tipo de inversor utilizado en algunos modelos de coches eléctricos es la categoría de inversor bidireccional.

Controlador (C)

La función principal del controlador es la de regulador de la energía eléctrica procedente de las baterías y los inversores que se distribuirá a los motores eléctricos y al revés de la energía hacia la batería provenientes de los motores (frenada regenerativa) y de los cargadores.

Mientras que el propio controlador recibe la entrada principal del pedal del coche, que es ajustado por el conductor. Este ajuste del pedal determinará la variación de frecuencia o de tensión que entrará en el motor, y al mismo tiempo determinará la velocidad del coche.

En resumen, esta unidad gestiona el flujo de energía eléctrica suministrado por la batería de tracción, controlando la velocidad del motor eléctrico de tracción y el par que produce. Este componente determinará el funcionamiento del coche eléctrico.

Battery Management System

La gestión eléctrica y térmica del pack de baterías es un aspecto clave para el funcionamiento del vehículo eléctrico. La primera es la responsable de balancear las diferentes celdas y limitar el funcionamiento de estas en un modo que pudiera dañarlas. En cuanto a la gestión térmica, tiene un papel importante en la vida de la batería y en el acondicionamiento para que las celdas puedan funcionar en el rango de temperaturas adecuado.

Motor eléctrico de tracción (D)

Como el controlador proporciona energía eléctrica desde la batería de tracción, los motores eléctricos de tracción funcionarán haciendo girar la transmisión y las ruedas.

Algunos coches eléctricos híbridos utilizan un tipo de motor-generador que realiza las funciones de propulsión y regeneración. En general, el tipo de motor eléctrico utilizado es el motor BLDC (de CC sin escobillas).

Otros componentes de un vehículo eléctrico.

- El cargador (E) es un dispositivo de carga de la batería. Los cargadores obtienen la electricidad de fuentes externas, como la red eléctrica o las plantas de energía solar. La electricidad de CA se convierte en electricidad de CC y luego se almacena en la batería. Hay dos tipos de cargadores para coches eléctricos:
 - Cargador de a bordo: el cargador está situado e instalado en el coche
 - Cargador externo: el cargador no se encuentra o no está instalado en el coche.
- Transmisión (F): La transmisión transfiere la potencia mecánica del motor eléctrico de tracción para impulsar las ruedas.

- Convertidor DC/DC (G): Es una de las piezas del coche eléctrico que convierte la energía de corriente continua de alto voltaje del pack de baterías de tracción en la energía de corriente continua de bajo voltaje necesaria para hacer funcionar los accesorios del vehículo y recargar la batería auxiliar.
- Batería (H): En un vehículo de tracción eléctrica, la batería auxiliar proporciona electricidad para hacer funcionar los accesorios del vehículo.
- Sistema Térmico – Refrigeración y calefacción (I) Este sistema mantiene un rango de temperatura de funcionamiento adecuado del motor, el motor eléctrico, la electrónica de potencia y otros componentes.
- Puerto de carga (J): El puerto de carga permite conectar el vehículo a una fuente de alimentación externa para cargar el pack de baterías de tracción.

El Mapa de Componentes de SERNAUTO (13) plasma las grandes familias de componentes que forman parte del vehículo en sus 4 versiones de propulsión. Esto implica incluir los motores de combustión interna y sus mejoras de eficiencia a nivel tecnológico y a través de su adaptación a los combustibles renovables y bajos en carbono (hidrógeno, biocombustibles y combustibles sintéticos); la electrificación con batería o pila de combustible; y los diferentes grados de hibridación, ofreciendo diversas soluciones adaptadas a cada necesidad.

2.4. Baterías en vehículos eléctricos, formatos de celdas y packs de baterías

La celda es la unidad mínima a partir de la cual se constituye un módulo y sobre estos el pack de baterías, existen diferentes tipos de celdas en función de la geometría de estas y de los materiales empleados. En cuanto a la forma, existen tres tipos principales, prismático, cilíndrico y pouch. Cada geometría tiene sus ventajas y desventajas, la siguiente Tabla 1 resume las ventajas y desventajas de cada geometría de celda:

Tabla 1. Ventajas y desventajas de cada geometría de baterías. Fuente: SERNAUTO

Formato	Ventajas	Desventajas	Aplicación	Principales fabricantes	Cuota de mercado, volumen y ventas	OEMs principales
	Cilíndrica Alta energía específica Buena estabilidad mecánica Permite fabricación automatizada Permite características de seguridad que otros formatos no permiten Buen ciclado y durabilidad en almacenamiento	Baja densidad de empaquetado	Aplicaciones portátiles	Panasonic	25% 13%	Tesla
	Prismática Eficiente en espacio	Fabricación más cara que las cilíndricas	Tren de potencia eléctrico y sistemas de almacenamiento	Samsung SDI, Panasonic, BYD, EnerDel, ATL, PEVE, LEJ	26% 33%	Toyota, Mitsubishi, Honda, BMS, VW, Audi, Chrysler, BYD, Ford
	Pouch Ligeras Económicas Las celdas grandes funcionan mejor con cargas ligeras y tiempos de carga moderados	La humedad y las temperaturas elevadas pueden reducir su vida útil Inflamación del 8-10% por encima de los 500 ciclos con algunos diseños de celda	Tren de potencia eléctrico y sistemas de almacenamiento	AESE, LG Chem, SK Innovation	49% 54%	Nissan, GM, Ford, Renault, Daimler, Hyundai, Volvo

En cuanto a los materiales, en las baterías de ion litio, suele ser el material del cátodo el que establece la nomenclatura de la celda. La siguiente Tabla 2 muestra las tipologías más empleadas y las características de cada una de ellas:

Tabla 2: Tipos de baterías de litio (14)

	LCO	NMC	NCA	LMO	LFP
Cell voltage	3.7-3.9 V	3.8-4.0 V	3.65 V	4.0 V	3.3 V
Energy	++	+++	+++	+	++
Power	++	++	+++	+++	++
Calendar life	+	+	+++	-	++
Cycle life	+	++	++	++	++
Safety	+	+	+	++	+++
Price estimate	--	++	+	++	+
Advantages	Cycle life, energy density	Excellent energy density	Cycle life, power	Thermal stability, price, energy density	Excellent cycle life
Disadvantages	Thermal stability	Patent issues	Sensitive to moisture	Cycle life	Energy density, power
Common applications	Portable electronics	Power tools, EVs	High quality electronics	Power tools	Power tools, stationary energy storage, e-bikes

Las diferentes tipologías también influyen sobre sus costes tal como se aprecia en la siguiente imagen

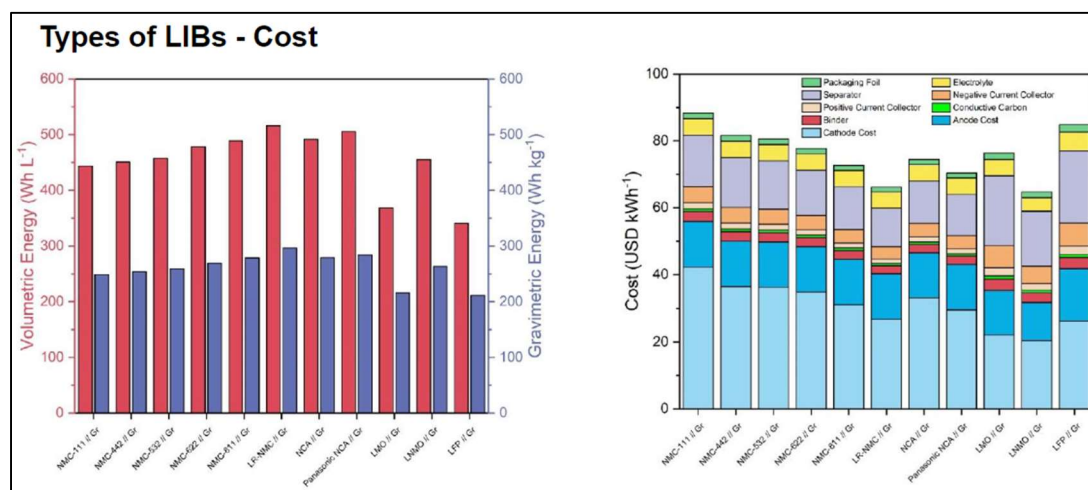


Figura 2: Tipos de baterías de litio, densidades energéticas y su coste. Fuente: (14)

2.5. Tipos de vehículos y requerimientos de baterías

En función de la tipología de vehículo electrificado, se requiere diferentes packs de baterías, por ejemplo. si el vehículo es enchufable (PHEV o BEV) el pack de baterías es más complejo al existir un sistema de recarga desde la red.

La siguiente Tabla 3 refleja los requerimientos principales para el pack de baterías en función del tipo de vehículo electrificado:

Tabla 3. Requerimientos principales para el pack de baterías en función del tipo de vehículo electrificado. Fuente: elaboración propia SERNAUTO

	Microhíbridos (mhybrid)	Híbrido (Mildhybrid)	Híbrido (Full hybrid)	Híbrido Enchufable (Plug-in hybrid)	Eléctrico con batería (BEV)
Tracción	Combustión interna	CI + eléctrico	CI + eléctrico	CI + eléctrico	Eléctrica
Energía almacenada	0,6 – 1 kWh	0,6 – 1 kWh	1 – 2,5 kWh	4 – 10 kWh	20-80 kWh
Potencia	2 – 10 kW	10 – 20 kW	20 – 70 kW	20-70 kW	25 – 200 kW
Rango de tensión	12 – 48 V	48 – 200 V	200 – 400 V	200 – 400 V	200 – 400 V
Funciones	Función parada - arranque	Aceleración y recuperación de energía	Potencia eléctrica y recuperación de energía	Fuentes de energía: Batería y combustible	Fuente de energía: batería
Rango eléctrico	0 km	0 – 1 km	2 – 5 km	50 – 80 km	120 – 400 km
Reducción consumo combustible	4 – 10 %	10 – 20 %	15 – 30 %	30 – 100 %	100 %

En la Figura 3 se puede observar las celdas pouch dentro de un módulo.

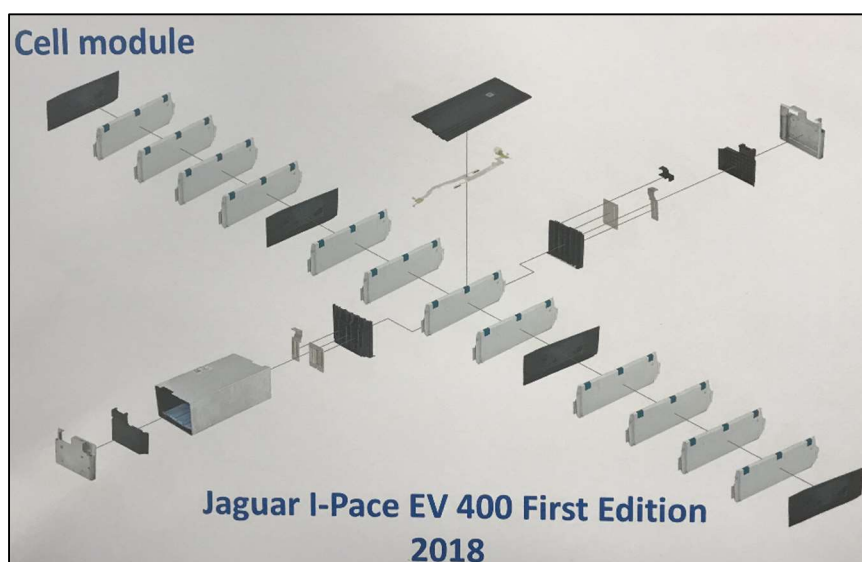


Figura 3. Celdas pouch dentro de un módulo. Fuente: Jaguar

En la Figura 4 se puede observar los módulos dentro de la batería.

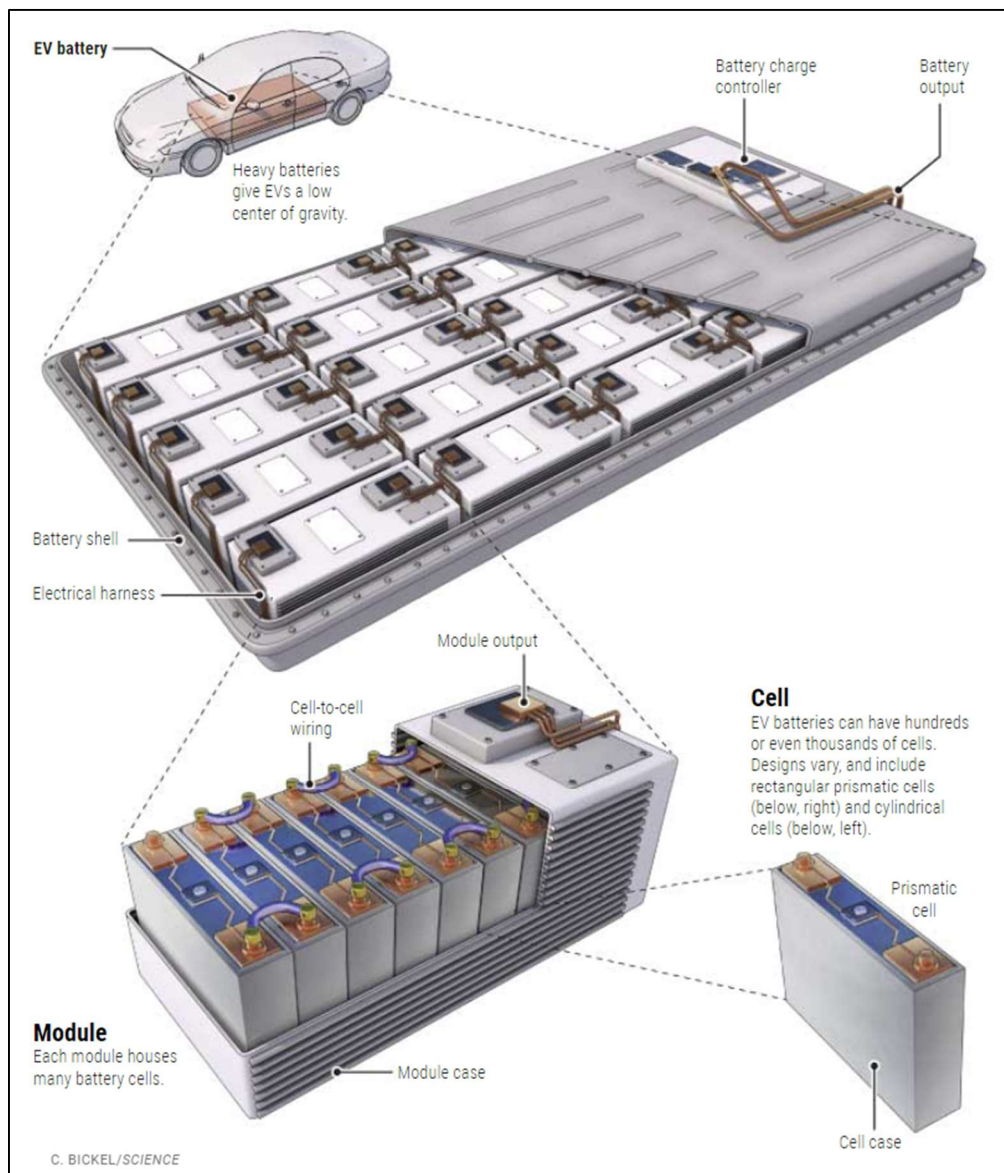


Figura 4. Battery pack y módulos de baterías. Fuente: : C. BICKEL/SCIENCE

Además de las celdas y los módulos, el pack incorpora el sistema de refrigeración y el sistema de gestión, también conocido como "battery management system" o BMS. El BMS es responsable del correcto balanceado de las celdas para que estas funcionen de forma optimizada dentro del módulo y del pack.

Cell to pack:

Los packs de baterías EV actuales se componen de una serie de módulos individuales agrupados para formar el pack de baterías completo. A medida que estos packs se han desarrollado a lo largo de los años, la cantidad de módulos ha disminuido.

El concepto de baterías de “cell to pack”, que ha sido iniciado principalmente por la compañía china Contemporary Amperex Technology Company, Limited (CATL), consiste en integrar las celdas de batería individuales directamente en el pack completo, sin dividirla en módulos individuales.

Esto presenta algunas ventajas, CATL afirma que puede aumentar la densidad de masa a energía de la batería entre un 10 y un 15 por ciento, además las baterías ocuparían entre un 15 y un 20 por ciento menos de espacio y puede reducir la cantidad de piezas necesarias para el pack en un hasta en un 40 por ciento(15).

2.6. Principio de funcionamiento de las baterías de iones de litio incluyendo la química del proceso

Una batería se compone de un ánodo, cátodo, separador, electrolito y dos colectores de corriente (positivo y negativo). El ánodo y el cátodo almacenan el litio. El electrolito transporta iones de litio cargados positivamente desde el ánodo hasta el cátodo y viceversa a través del separador. El movimiento de los iones de litio crea electrones libres en el ánodo que crea una carga en el colector de corriente positiva. La corriente eléctrica luego fluye desde el colector de corriente a través de un dispositivo que se alimenta (vehículo eléctrico, teléfono móvil, ordenador, etc.) hasta el colector de corriente negativa. El separador bloquea el flujo de electrones dentro de la batería.

Mientras la batería se descarga y proporciona una corriente eléctrica, el ánodo libera iones de litio al cátodo, generando un flujo de electrones de un lado a otro. Al enchufar el dispositivo, sucede lo contrario: los iones de litio son liberados por el cátodo y recibidos por el ánodo.

Los dos conceptos más comunes asociados con las baterías son la densidad de energía y la densidad de potencia. La densidad de energía se mide en vatios-hora por kilogramo (Wh/kg) y es la cantidad de energía que la batería puede almacenar con respecto a su masa. La densidad de potencia se mide en vatios por kilogramo (W/kg) y es la cantidad de energía que puede generar la batería con respecto a su masa.

Para dibujar una imagen más clara, podemos pensar en el proceso de drenar una piscina. La densidad de energía es similar al tamaño de la piscina, mientras que la densidad de potencia es comparable a drenar la piscina lo más rápido posible.

Existen diversos tipos de baterías según el material activo y las prestaciones que ofrecen. Entre las que son más competitivas, ofrecen alta potencia y media-alta densidad de energía, así como estabilidad térmica destacan las de Óxido de Cobalto-Manganeso-Níquel-Litio (NMC), que son las más utilizadas en vehículo eléctrico actualmente. Igualmente, las de Óxido de Manganeso-Litio (LMO), que tienen menor rendimiento y ofrecen menos ciclos de carga, las de Fosfato de Hierro-Litio (LFP), de bajo voltaje y baja densidad de energía. Otras baterías que son más caras pero que ofrecen mayor densidad de potencia son las de Titanato de Litio (LTO) y las de Óxido de Aluminio-Cobalto-Níquel-Litio (NCA). Véanse Figura 5 y Tabla 4.

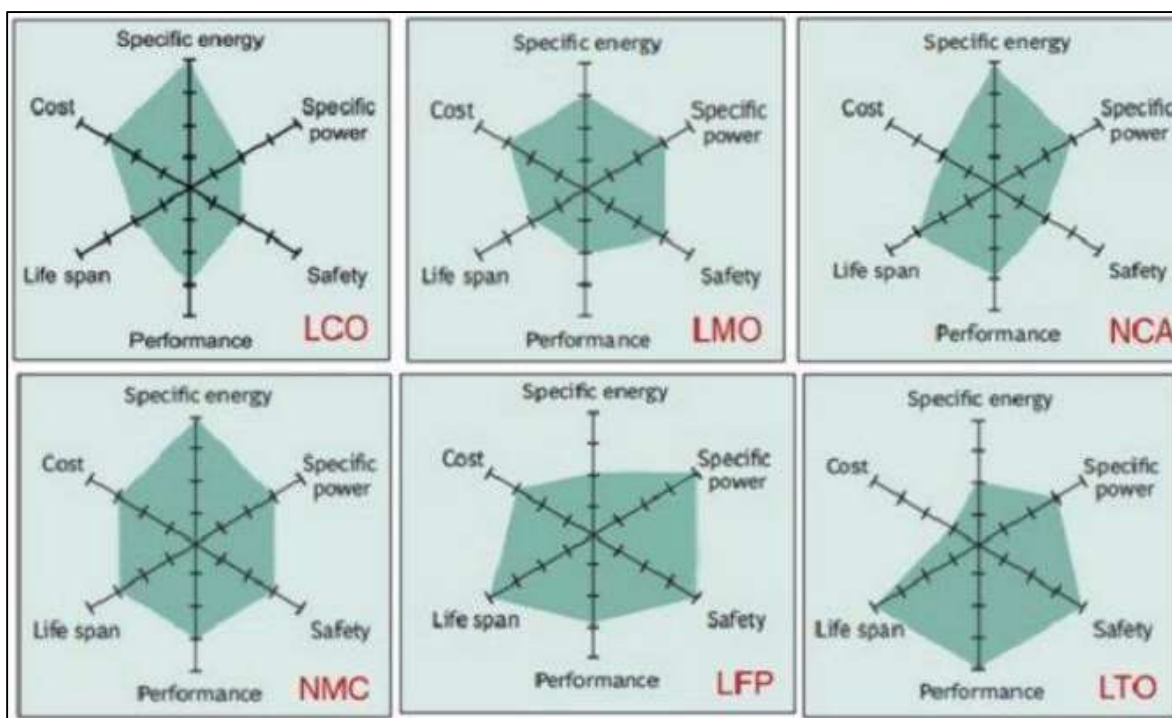


Figura 5. Energía específica por tipo de tecnología de batería. Fuente: Boltta(16)

Tabla 4: Materiales y prestaciones de las distintas tecnologías de litio. Fuente: International Renewable Energy Agency(17)

Key active material	lithium nickel manganese cobalt oxide	lithium manganese oxide	lithium nickel cobalt aluminium	lithium iron phosphate	lithium titanate
Technology short name	NMC	LMO	NCA	LFP	LTO
Cathode	$\text{LiNi}_{1-x}\text{Mn}_x\text{Co}_{1-y}\text{O}_2$	LiMn_2O_4 (spinel)	LiNiCoAlO_2	LiFePO_4	variable
Anode	C (graphite)	C (graphite)	C (graphite)	C (graphite)	$\text{Li}_4\text{Ti}_5\text{O}_{12}$
Safety					
Power density					
Energy density					
Cell costs advantage					
Lifetime					
BES system performance					
Advantages	-good properties combination -can be tailored for high power or high energy -stable thermal profile -can operate at high voltages	-low cost due to manganese abundance -very good thermal stability -very good power capability	-very good energy and good power capability -good cycle life in newer systems -long storage calendar life	-very good thermal stability -very good cycle life -very good power capability -low costs	-very good thermal stability -long cycle lifetime -high rate discharge capability -no solid electrolyte interphase issues
Disadvantages	-patent issues in some countries	-moderate cycle life insufficient for some applications -low energy performance	-moderate charged state thermal stability which can reduce safety -capacity can fade at temperature 40-70°C	-lower energy density due to lower cell voltage	-high cost of titanium -reduced cell voltage -low energy density

El Iones de litio se está convirtiendo en la tecnología de baterías más implantada, aunque sigue teniendo un potencial de desarrollo importante. El desarrollo de baterías avanzadas pasa por mejorar los parámetros de prestaciones, coste y sostenibilidad/seguridad de los sistemas de Iones

de litio. El objetivo de la Unión Europea pasa por alcanzar un precio de 100 €/kWh para cada aplicación y la tecnología que consiga este valor umbral de precio se impondrá sobre el resto de las soluciones de almacenamiento. Véase la Figura 6 para una comparativa de precios entre diferentes tecnologías.

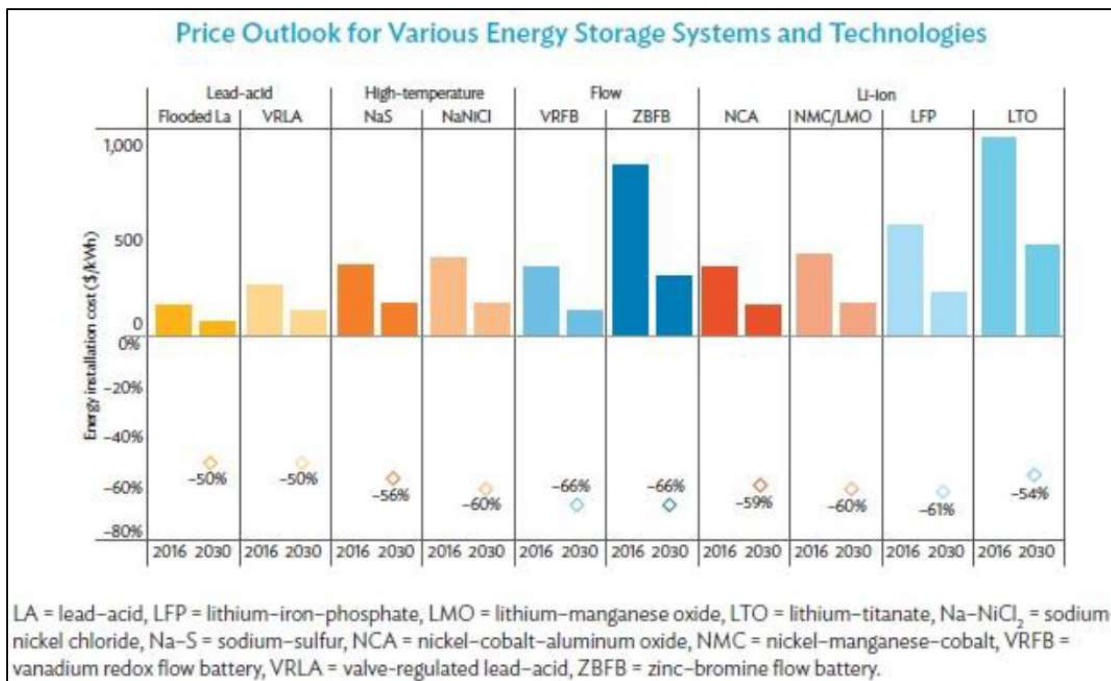


Figura 6. Análisis de precios de diferentes sistemas y tecnologías de almacenamiento de energía. Fuente: IRENA 2017 (18)

2.7. Análisis del mercado, ventas y proyecciones

Se espera que el mercado de baterías de vehículos eléctricos de Europa alcance un valor de más de 90.000 millones de dólares para 2029. La creciente adopción de vehículos eléctricos, la disminución de los precios de las baterías y el aumento de la inversión por parte de los principales fabricantes de equipos originales de automóviles para asegurar las cadenas de suministro de baterías para sus futuros vehículos eléctricos son algunos de los principales factores que impulsan el crecimiento de este mercado. El creciente despliegue de la batería como servicio ofrece importantes oportunidades de crecimiento para los jugadores que operan en este mercado.

En 2021, a pesar de la pandemia de coronavirus y de las importantes interrupciones en el suministro, Europa continuó sus esfuerzos y consiguió afianzar su posición como líder en el mercado mundial de las baterías sostenibles.

En España existe ya un parque por encima de los 250.000 vehículos eléctricos de diversa tipología y que se ha ido fraguando en un periodo temporal de 12 años. El incremento en el número de matriculaciones es continuado y en el primer semestre de 2022, acumulan un total de 56.844 unidades, lo que supone un 32,7% más con respecto al periodo del año anterior. Si bien se ha alcanzado y superado el objetivo que el gobierno español tenía previsto en la matriculación de este tipo de vehículos para 2023, el reto pasa por alcanzar la cifra de 5 millones de vehículos eléctricos para 2030, en base a las estimaciones del PNIEC(19).

Para lograr en Europa alcanzar las cifras de matriculación de vehículos eléctricos, se están desarrollando más de un centenar de proyectos de baterías industriales en los Estados miembros de la UE, con unas 20 Gigafactorías de baterías. La UE está preparada para satisfacer el 69% y el 89% de su creciente demanda de baterías para 2025 y 2030 respectivamente, y debería ser capaz de producir baterías para hasta 11 millones de coches al año.

El nivel total de inversión a lo largo de la cadena de valor de las baterías asciende a 127.000 millones de euros para 2021. Se espera una inversión adicional de unos 382.000 millones de euros para crear una industria de baterías autosuficiente en 2030. Con este ritmo de inversión, el valor añadido anual creado por la industria de las baterías se estima en 625.000 millones de euros para 2030.

En Europa, durante los confinamientos, las instalaciones de fabricación, las cadenas de suministro y las demandas de los consumidores se paralizaron en la primera mitad de 2020. El mercado de baterías de vehículos eléctricos en Europa se vio gravemente afectado ya que las instalaciones de producción cerraron temporalmente y la demanda de baterías de vehículos eléctricos disminuyó. Para superar esto, varias empresas iniciaron iniciativas para impulsar las ventas del mercado de vehículos eléctricos. Por ejemplo, BMW invirtió 340 millones de dólares en una planta de vehículos eléctricos de Leipzig y 225 millones de dólares en una planta de baterías de Munich (20). Total Energies, multinacional francesa integrada de petróleo y gas, anunció sus planes para desarrollar actividades de fabricación de baterías para la electromovilidad en Europa(21). Estas iniciativas se atribuyen al crecimiento del mercado de baterías de vehículos eléctricos en Europa.

Se espera que Alemania represente la mayor parte y sea testigo de la tasa de crecimiento más alta en el mercado europeo de baterías de vehículos eléctricos, seguido de Francia, Reino Unido e Italia. La alta tasa de crecimiento del mercado del país germánico se atribuye a las numerosas gigafactorías planificadas para ser puestas en marcha y la alta adopción de la movilidad eléctrica en la región.

Se espera que Hungría ocupe la segunda posición en términos de tasa de crecimiento del mercado, que se atribuye a la creciente industria automotriz y al aumento de las inversiones de los OEM para el desarrollo de baterías de vehículos eléctricos.

La Agencia Internacional de la Energía (AIE) ha presentado un análisis de las ventas de vehículos eléctricos a nivel mundial en 2020 (22). El mercado eléctrico ha registrado un crecimiento del 41 % a nivel global en 2020 pese a la caída del sector a causa de la pandemia. Otro dato interesante es que Europa superó a China como primer mercado.

En su informe anual sobre el mercado global de los vehículos eléctricos, la AIE avanza que, si los Gobiernos ponen en marcha las medidas adecuadas de apoyo, para 2030 podría haber hasta 230 millones de vehículos eléctricos en circulación en todo el mundo (un 12 % del total), frente a la cifra de 145 millones que apunta el ritmo actual (7 %). La cifra de 230 millones de eléctricos se considera la mínima necesaria para cumplir los objetivos de los Acuerdos de París contra el cambio climático (23).

En Europa el número de nuevas inmatriculaciones de vehículos BEV y PHEV en 2021 ha sido cerca del 20% de las totales (24).

Más información sobre datos de ventas de VE en 2021 en las Figura 7, Figura 8 y Figura 9.

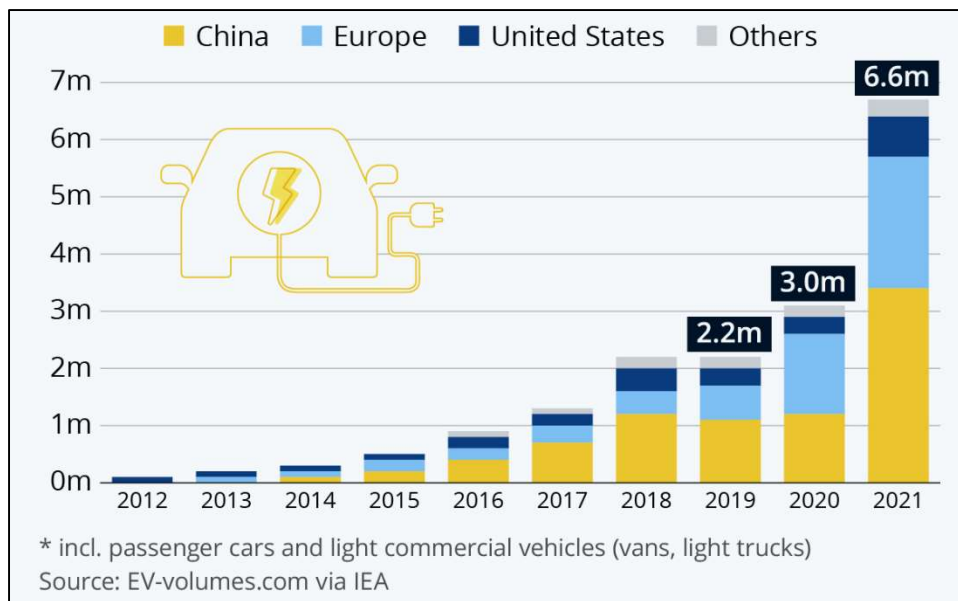


Figura 7. Ventas globales de vehículos eléctricos en 2021. Fuente: Statista (25)

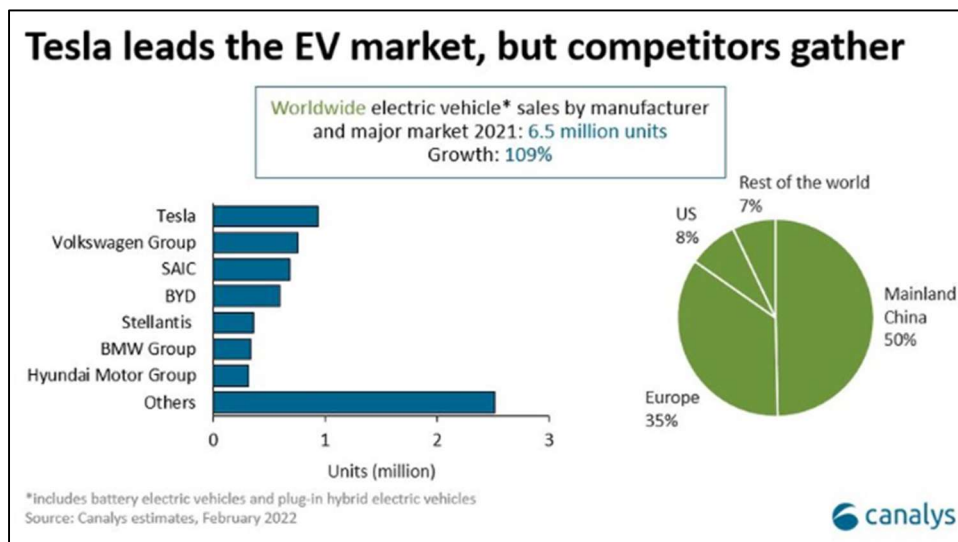


Figura 8. Ventas principales fabricantes de vehículos eléctricos puros. Fuente: Canalys (26)

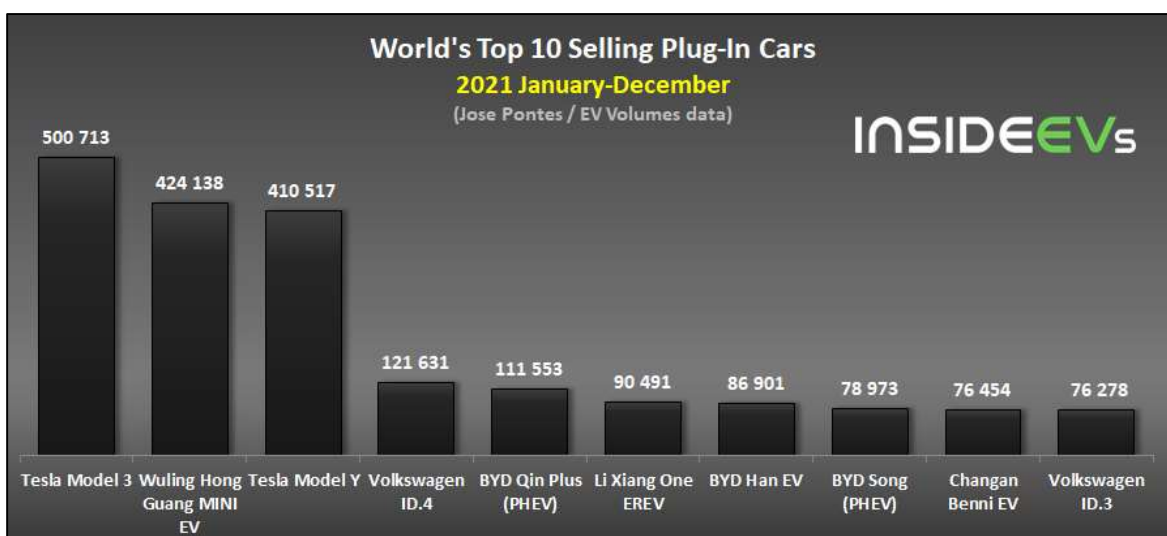


Figura 9. Top 10 coches enchufables más vendidos. Fuente: Inside EVs (27)

Por último, en Figura 10, la lista de los vehículos eléctricos de tipo BEV más vendidos en el año 2021, y el material de las celdas empleado para el pack de batería.

CHINA		EUROPE		USA	
Top 10 models	Chemistry	Top 10 models	Chemistry	Top 10 models	Chemistry
Hongguang mini EV	LFP & NMC	Tesla Model 3	NCA & LFP	Tesla Model Y	NCA & NCMA
Tesla China Model 3	LFP & NCA	Renault Zoe	NMC 721	Tesla Model 3	NCA & LFP
Tesla China Model Y	LFP & NCMA	VW ID.3	NMC 721	Chevy Bolt	NMC 721
Ora R1	LFP & NMC	VW ID.4	NMC 721	Mustang Mach-E	NMC 811
BYD Han **	LFP for BEV	Ford Kuga **	NMC 532	Nissan Leaf	NMC 532
GAC Aion S	NMC	Skoda Enyaq iV	NMC 721	VW ID.4	NMC 721
Cherry eQ	NMC	Fiat 500 Electric	NMC 622	Audi E-tron	NMC 622
CCAG Benben EV	LFP	Hyundai Kona Electric	NMC 622 / NCMA	Porsche Taycan	NMC 622
XPeng Motors	LFP	Kia eNiro	NMC 622	Tesla Model S	NCA
NIO ES6	NMC 811	Peugeot e208 **	NMC 532	Tesla Model X	NCA

Figura 10. Eléctricos puros más vendidos en 2021 Fuente: elaboración propia AEDIVE

2.8. Cadena de valor de las baterías de iones de litio para vehículos eléctricos

La cadena de valor de los packs de batería inicia en la extracción de los materiales del cátodo, del ánodo y del electrolito, la siguiente fase es la de la fabricación de las celdas y por último está la fabricación de los módulos y de los packs. En la fase de extracción son las empresas mineras y de extracción de materiales las que intervienen, las celdas las fabrican empresas manufactureras de baterías tipo Panasonic, LG y Northvolt. La fabricación de los módulos y de los packs está directamente asociada al vehículo en el que este se va a montar, por lo que suele ser el fabricante del vehículo quién asume, a veces de forma consorciada con el fabricante de la celda, esta fase de la cadena. Además, estarían los proveedores del sistema BMS (Battery Management System) y TMS (Thermal Management System), así como fabricantes de valvulería y conexionado y, por último, los fabricantes de componentes y materiales como los materiales aislantes y anti vibratorios para las celdas o la carcasa de la batería (Figura 11 y Figura 12).

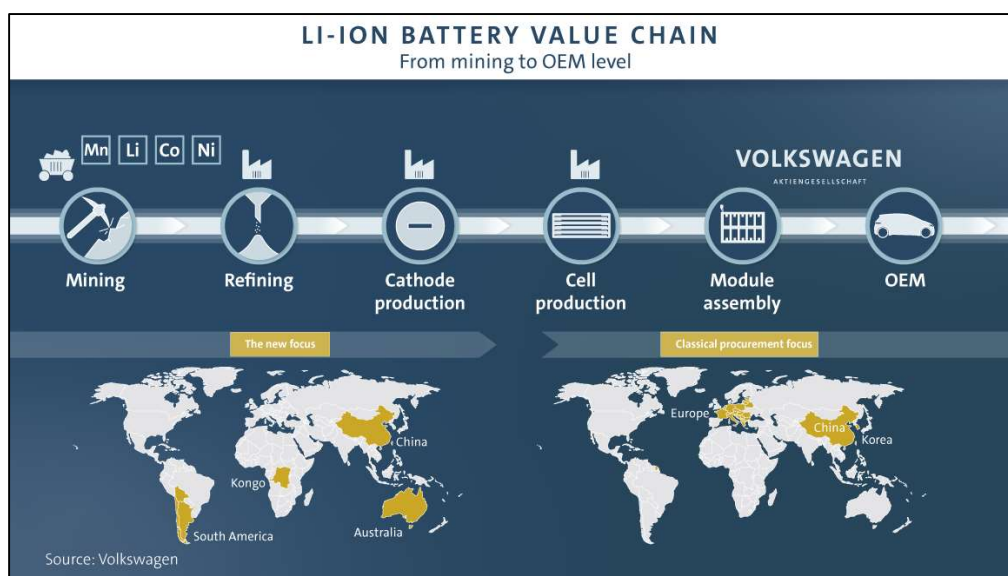


Figura 11. Cadena de valor de las baterías de litio (28)

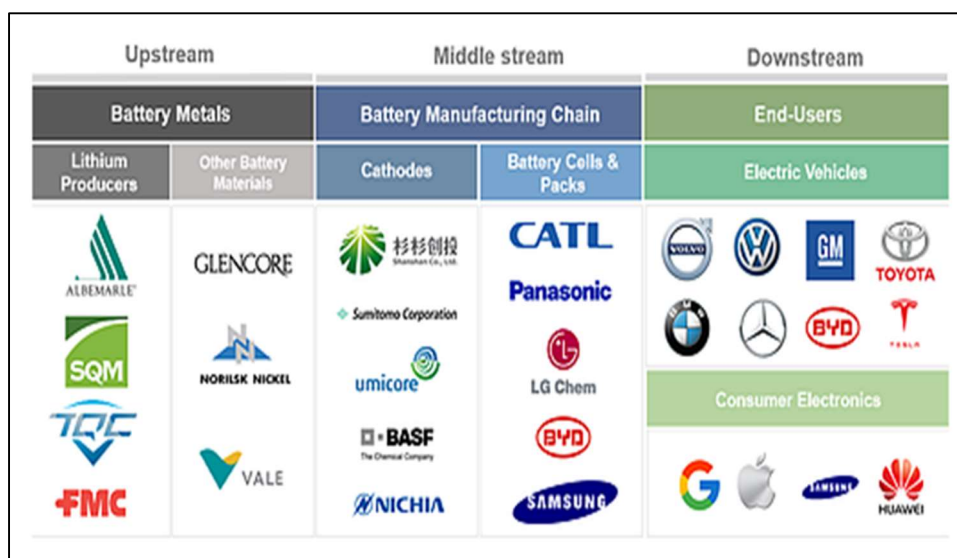


Figura 12. Principales actores. Fuente: Infinity Lithium 2019

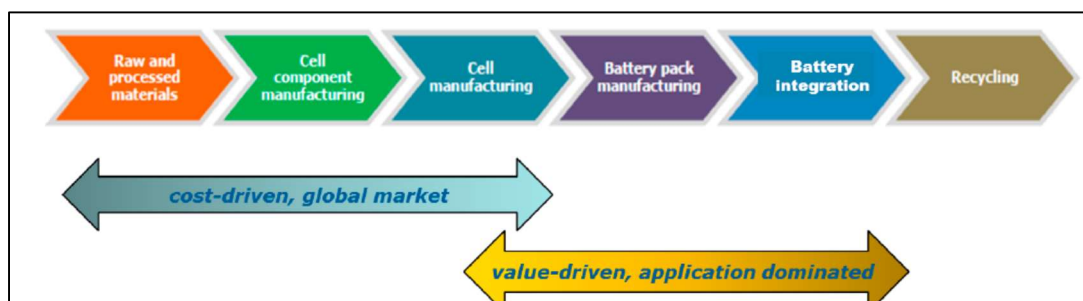


Figura 13: Cadena de valor lineal de las baterías de vehículos eléctricos (29)

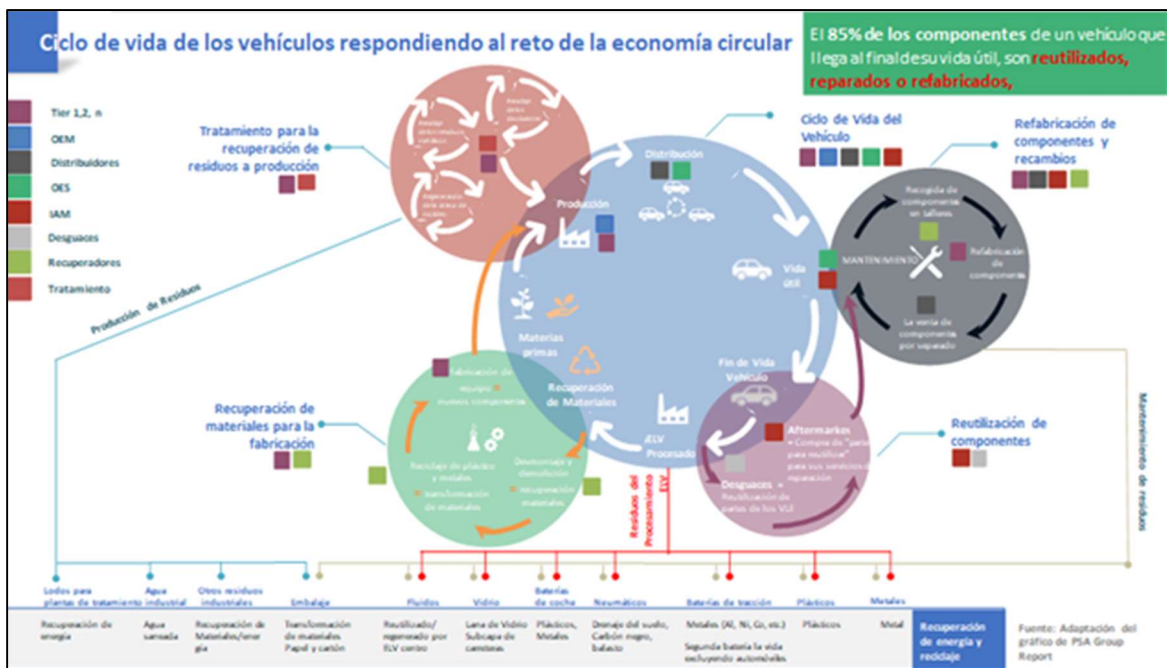


Figura 14. Ciclo de vida de los vehículos respondiendo al reto de la economía. Fuente: PSA Group Report

En un paradigma de cadena de valor lineal, el último eslabón corresponde al reciclaje de las baterías y, de hecho, éste es el modelo económico dominante para las baterías de los vehículos eléctricos en la actualidad (Figura 13). Sin embargo, están surgiendo tendencias entre los diferentes actores de la cadena de valor, y en particular entre los OEM, hacia una verticalización de su cadena de suministro, empujando así la cadena de valor de las baterías de los vehículos eléctricos hacia la circularidad y, en particular, hacia una valorización y recuperación de materiales a través del reciclaje (Figura 14).

Los OEMs de automoción están desarrollando sus propios procesos de reciclado y recuperación de los materiales de la celda. Para ello se han asociado con empresas recicladoras, así es en el caso de TESLA que se ha asociado con REDWOOD MATERIALS, BMW con DUESSENFELD o RENAULT con VEOLIA. Otros OEMs han optado por generar la capacidad de reciclado con recursos internos, como es el caso de VW que ha creado una planta en Salzgitter Alemania que se dedicará al reciclado de las baterías (30).

Estas plantas recibirán los packs de baterías fuera de uso y las someterán a un diagnóstico para determinar si los módulos y celdas pueden ser reutilizados en otra aplicación como por ejemplo cargadores de vehículo, o “back-up energy storage”. Una vez realizado el diagnóstico, aquellos módulos que no puedan ser reutilizados irán al proceso de reciclado para extraer los materiales más valiosos, que en el caso de las baterías de iones de litio son el cobalto y el níquel.

3. MATERIAS PRIMAS PARA BATERÍAS DE IONES DE LITIO DE VEHÍCULOS ELÉCTRICOS ANALIZANDO SU RELEVANCIA

3.1. Aspectos geopolíticos de los minerales estratégicos

Para llevar a cabo la transición verde y digital, la UE necesita disminuir su dependencia de determinadas materias primas necesarias desde un punto de vista tecnológico, con un suministro resiliente, más seguro y sostenible. De lo contrario, la UE cambiaría su dependencia de los combustibles fósiles por una dependencia de materias primas críticas

Consciente de este gran desafío, la Comisión presentó tres documentos clave para focalizar los esfuerzos y garantizar un suministro de materias primas más seguro y sostenible para la UE. El Plan de Acción para Materias Primas Críticas, la Lista de Materias Primas Críticas de 2020 y un estudio prospectivo sobre las materias primas críticas para ciertos sectores estratégicos en dos horizontes, 2030 y 2050 (31).

Por lo que respecta al Plan de Acción (32) en él se establecen cuatro objetivos y diez líneas de acción para cumplirlos. De esta forma, la UE sigue el mismo camino que ya han emprendido otros países como Japón y Estados Unidos para establecer su propia cadena de suministros de minerales. La alta dependencia de terceros países supone una gran vulnerabilidad para el crecimiento económico y para la seguridad. El caso más extremo esta dependencia lo constituyen el grupo de tierras raras, de las que la UE depende casi en un 98 %.

La Comisión Europea también ha actualizado la lista de materias primas críticas. Esta lista se publica desde 2011 y se actualiza cada tres años. Con el transcurso de los años han ido cambiando los criterios de clasificación y el número de materiales incluidos, todo ello con la lógica de la creciente demanda como consecuencia del auge de las nuevas tecnologías limpias y digitales, los objetivos climáticos y la aparición de nuevas potencias, como China, con una creciente demanda interior y con un mayor peso geopolítico capaz de alterar el acceso a determinadas materias primas críticas.

Los dos parámetros principales para determinar la criticidad han sido la importancia económica y el riesgo del suministro para la UE. Respecto al primero, la lista recoge la creciente demanda de ciertos minerales y metales como consecuencia del auge de las nuevas tecnologías digitales y del logro de los objetivos climáticos.

En la lista de 2020 (32) se han incluido treinta materiales. Por primera vez aparecen la bauxita, el litio, el titanio y el estroncio, y se ha eliminado el helio por haber disminuido su importancia económica. De todos ellos, el litio merece una atención especial, ya que se estima que la UE necesitará 18 veces más litio en 2030 y 60 veces más en 2050 para las baterías de los vehículos eléctricos y el almacenamiento de energía. Según señala el Banco Mundial la demanda de algunos minerales relacionados con las baterías de almacenamiento eléctrico como el aluminio, el cobalto, el hierro el plomo, el litio, manganeso y níquel, puede ser superior al 500 % de aquí a 2050 (33). Si a esto se añade que la UE depende entre un 75 % y un 100 % de la mayoría de estos metales, es evidente la alta vulnerabilidad y la escasa resiliencia que puede presentar el ecosistema industrial de la UE en un futuro cercano.

El informe publicado también en septiembre de 2020 (34) arroja pocas dudas sobre la situación de vulnerabilidad de la UE en su dependencia de materiales críticos y en la necesidad de avanzar hacia una soberanía tecnológica.

Además de la demanda, el análisis de criticidad también considera factores geopolíticos que pueden afectar al suministro en un futuro cercano, como el grado de concentración geográfica del suministro o la aparición de nuevas potencias con una creciente demanda interior y con un mayor peso geopolítico, capaces de alterar el acceso a determinadas CRM, como es el caso de China, de donde proviene el 98 %-99 % de las tierras raras.

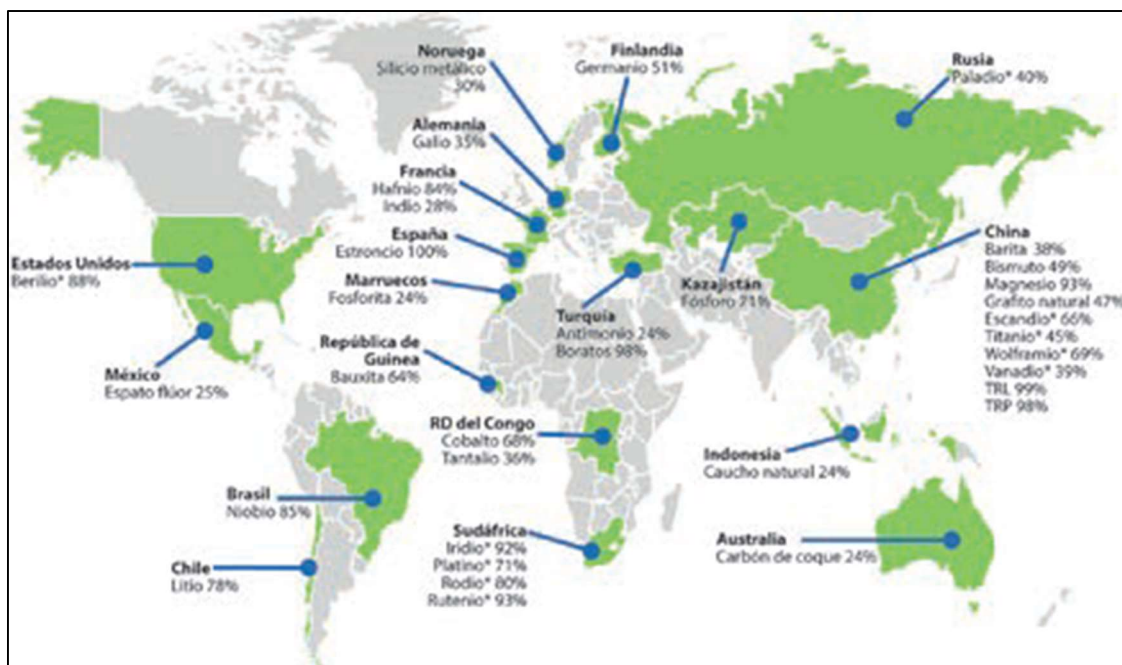


Figura 15. Principales países proveedores de materias primas fundamentales a la UE. Fuente: Comisión Europea, 2020 (35)

Una cuestión importante que hay que resaltar es que, aunque China es el mayor exportador mundial de muchas CRM, como tierras raras (95 %), magnesio (87 %), galio (85 %) o wolframio (84 %), otros países, como Brasil (niobio) o Rusia (escandio, wolframio, vanadio), dominan el suministro a la UE (Figura 15).

3.2. Minerales críticos para las tecnologías de energía limpia

Como puede verse en la Tabla 5, 19 de las 30 CRM son minerales clave para las tecnologías de energías renovables y la movilidad eléctrica.

Un sistema de energía renovable es más que la producción de electricidad renovable; también requiere tecnologías de almacenamiento, nuevas infraestructuras, automatización y tecnologías inteligentes/ digitales. Y la UE depende de las importaciones de muchas CRM que son clave para el desarrollo de estas tecnologías y es susceptible a la interrupción del suministro de materiales como las tierras raras, el magnesio, el niobio, el germanio, los boratos o el escandio, caracterizados por riesgos de abastecimiento altos y muy altos.

En el caso de la movilidad eléctrica, la UE depende en gran medida de las importaciones de varias CRM clave, e igualmente algunas de ellas tienen un riesgo de suministro muy elevado (por ejemplo, tierras raras, metales del grupo del platino (MGP), cobalto y grafito natural). En la cadena de suministro, las etapas más vulnerables son las materias primas y el ensamblaje. China, África y América Latina proporcionan la mayoría de las materias primas, y China es también el

principal proveedor de componentes de baterías (cátodo, ánodo, celdas de iones de litio) y, junto con Japón, domina la producción de imanes permanentes y motores eléctricos.

Tabla 5. Lista de materias primas críticas de 2020. Fuente: (36)

MATERIAS PRIMAS CRÍTICAS 2020				
Antimonio	Escandio	Magnesio	Volframio	Leyenda
Barita	Espato flúor	MGP		Negro: CRM en 2020 y 2017
Berilio	Fosforo	Niobio	Bauxita ⁴⁶	Rojo: CRM en 2020 y no en 2017
Bismuto	Galio	Silicio metal	Litio	Verde: CRM evaluados en 2020 y no en 2017
Borato	Germanio	Tantalio	Titanio	Azul tachado: CRM en 2017 y no en 2020
Carbón de coque	Grafito	Tierras raras ligeras	Estroncio	
Caucho natural	Hafnio	Tierras raras pesadas	Helio	Sombreado azul: utilizado en energías renovables y movilidad eléctrica.
Cobalto	Indio	Vanadio		

Si Europa no quiere descolgarse del grupo de potencias tecnológicamente avanzadas en estos sectores, debe limitar su dependencia del exterior y garantizar el suministro a largo plazo, entre otros, de tierras raras, galio, germanio y MGP, cuya demanda se espera que se dispare a corto y medio plazo, así como fortalecer las oportunidades de fabricación y ensamblaje de los componentes críticos para los sectores de las energías renovables y la movilidad eléctrica.

La UE parece que ya ha tomado una decisión firme para disminuir su alta dependencia del exterior, tal y como se propone en el Plan de Acción sobre Materias Primas Críticas.

Una de las medidas que se contempla en el Plan es la de explotar los propios recursos mineros presentes en la UE(35). A pesar de que se trata de una medida coherente —puesto que en Europa existen yacimientos de algunas de estas materias minerales críticas que se encuentran contempladas en la Lista de 2020, no cuenta con todo el apoyo de la sociedad, al menos en España.

El reciclaje es otra medida muy importante para mitigar el riesgo de suministro. Sin embargo, la industria del reciclaje de baterías de iones de litio es todavía bastante incipiente en Europa y en España no existe actualmente una capacidad real de reciclaje de baterías de vehículos eléctricos.

4. OPCIONES PARA EL FINAL DE VIDA DE LAS BATERÍAS DE VEHÍCULOS ELÉCTRICOS

4.1. Contexto regulatorio europeo y español para la gestión del final de vida de las baterías de iones de litio.

Antes de entrar en detalle en la legislación actual respecto a la gestión del final de vida de baterías de litio, se ha de poner en contexto la reglamentación ya existente respecto al reciclado de pilas y baterías. En los años 70 del siglo pasado se comenzó a utilizar las denominadas 3R (reducir, reciclar y reutilizar). Esto es considerado el germen de todos los procesos de reciclado puesto que se visualiza por primera vez la preocupación de la escasez de materias primas y del desperdicio en vertedero de muchos productos y compuestos que se podrían recuperar.

Esta iniciativa se plasmó en varias leyes de cada uno de los países de Europa, pero no es hasta el año 1996 cuando la Comisión europea emite un comunicado para la gestión de todos los residuos, que estableció las directrices de la futura política comunitaria en materia de residuos. En cambio, para la producción de pilas y baterías, ya se tiene legislación desde el año 1991 que se centra en la limitación del contenido en ciertos elementos químicos que se consideraban peligrosos en los productos (pilas y baterías).

Es en esos años cuando se desarrolla mucha legislación sobre residuos (Directiva 1999/31/CE (37); Directiva 2000/76/CE (38); y más tardía, la Directiva 2006/12/CE (39)), pero no es sino hasta el año 2006 cuando aparece la primera legislación (y única, hasta la fecha) referente a la gestión de las pilas y baterías en Europa, la Directiva 2006/66 (40). Para poner en contexto internacional esta legislación europea sobre reciclaje de pilas y baterías, basta con mencionar que, por ejemplo, China en 1995 ya publicó una ley donde exigía que se realizase separadamente el reciclaje de las pilas y baterías de otros residuos.

No obstante, la legislación publicada en 2006 no se implementó en España hasta el año 2008, mediante Real Decreto 106/2008 (41). Desde entonces, se establece la obligatoriedad de reciclar todas las pilas y baterías que se recojan y, se hace responsable de este sistema a los productores (aplicación del principio de Responsabilidad Extendida del Productor). Ahora bien, también se abre la posibilidad de compartir, entre varios productores o importadores, la responsabilidad del reciclado. Es en este RD donde se marca la creación de los Sistemas Colectivos de Responsabilidad Ampliada del Productor, SCRAP, (anteriormente conocidos como Sistemas Integrados de Gestión, SIG) que son los encargados de la gestión de las pilas y baterías y establece unas obligaciones de recogida de las pilas portátiles (sólo para este tipo de pilas, para las industriales y de automoción no hay objetivos de recogida marcados) que van incrementándose a lo largo de los años. Así, inicialmente fue del 25% del peso de pilas y baterías anual hasta final del año 2015 y, del 45% en adelante. Este dato se ha de calcular según el Anexo I de la Directiva 2006/66 que especifica que el tanto por ciento en peso de las baterías a recoger durante un año natural es la media de las toneladas de pilas y baterías puestas en el mercado durante los dos años anteriores y el de cálculo (es decir, el 25% en peso de pilas y baterías para recoger en el año 2015, se calculó como la media de las toneladas puestas en el mercado español durante los años 2013, 2014 y 2015, respectivamente). Particularmente, España en el año 2015 publicó el Real Decreto 710/2015, que transpone al ordenamiento jurídico español la Directiva 2013/56/UE que venía a restringir contenidos de Hg y Cd presentes en pilas, y adicionalmente marcó una nueva obligación de recogida de pilas portátiles, el 50% en peso a partir de 2021.

Ya en el año 2015, la Comisión Europea publica una Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al comité de las Regiones sobre “Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular”(42) que marca los cambios en cuanto a la concepción del reciclado y abre la puerta impulsando la segunda vida o reutilización de muchos productos. Es en el año 2018 cuando la Comisión Europea abre la revisión de la Directiva actual para adaptarla a las nuevas circunstancias del mercado (cuando se publicó la primera directiva, no tenía tanta importancia las baterías de Li) y, los nuevos requisitos medioambientales, más estrictos, se han de ver reflejados en una nueva normativa. Por ello, en el año 2020, se publica el borrador de una nueva legislación europea, en forma de Reglamento y no de Directiva, la COM(2020) 798/3 (43). En la Tabla 6, se muestra un resumen comparativo de ambas legislaciones.

Tabla 6. Comparativa de legislación relativa a la gestión de final de vida de baterías en Europa.

Concepto	Directiva 2006/66		Reglamento COM(2020) 798/3
Clasificación de baterías	Industrial Automoción Portátil		Industrial Automoción Baterías de vehículos eléctricos Portátiles (excluidos los medios ligeros de transporte, es decir, <750kW y los ocupantes sentados).
Requisitos para producir	-		Las baterías de los vehículos eléctricos y las industriales (>2 kWh) necesitan una etiqueta de huella de carbono
Pasaporte	-		Antes del 2026 cualquier batería industrial y de vehículo eléctrico (>2 kWh) deberá poseer un registro electrónico
Restricción a sustancias peligrosas	Hg ≤ 0.0005% Cd ≤ 0.002% Exención para pilas botón y para algunas aplicaciones.		Hg ≤ 0.0005% (para vehículos < 0.1%) Cd ≤ 0.002% (para vehículos < 0.01%) exención para pilas botón y para algunas aplicaciones.
Responsabilidad Extendida del Productor	Sistemas de responsabilidad extendida del productor individuales y colectivos		Sistemas de responsabilidad extendida del productor individuales y colectivos Se deberán recoger, sin coste adicional y sin obligación de compra de una batería equivalente ni que la batería entregada sea de ese punto de venta
Obligaciones en baterías portátiles	Recogida y reciclaje del -25% antes de Sept 2012 -45% antes de Sept 2016*		45% by Dec. 2023 65% by Dec. 2025 70% by Dec. 2030
Obligaciones en baterías industriales y de automoción	Recogida y reciclaje de todo el volumen disponible		Recogida y reciclaje de todo el volumen disponible
Depósito en vertedero o incineración	Prohibido		Prohibido
Eficiencia de reciclaje	65% Pb-ácido; 75% Ni-Cd; 50% resto	2025: 75% Pb-ácido; 65% Li; 50% resto	2030: 80% Pb-ácido y 70% Baterías de Li
Recuperación de materiales	-		2025: 90 % Co, Cu, Pb; y Ni; 35 % Li. 2030, será: 95 % Co, Cu, Pb y Ni; 70 % Li.
Contenido reciclado	-		Baterías industriales, de VE y de automoción (>2 kWh) que contengan Co, Pb, Li o Ni como materiales activos deberán llevar incorporados: Enero 2030 (12%Co; 85%Pb; 4%Li; 4%Ni) Enero 2035 (20%Co; 85%Pb;10%Li; 12% Ni)

*: la legislación Española incrementó el % de recogida para el año 2021 al 50%.

Tal y como se muestra en la Tabla 6, la legislación actual (Directiva 2006/66) fue muy avanzada en su día puesto que, además, de regular un sector que sólo tenía legislaciones nacionales en la UE, se avanzó en conceptos y métodos de cuantificación del reciclaje. Además, se propuso una clasificación para las pilas y baterías fuera de uso, que marcaba las obligaciones y cómo proceder con ellas de cara a su reciclado. Igualmente, se establecieron unos criterios de empleo de sustancias peligrosas presentes en las nuevas pilas y baterías que disminuyen los niveles máximos presentes de Cd y Hg en las pilas y baterías. Éste es el único punto de la Directiva 2006/66 que se refiere a requisitos para la producción de baterías. Otra importante novedad fue la estructuración de la Responsabilidad Extendida del Productor, para que cualquier productor o importador tuviera las herramientas necesarias para poder gestionar sus productos una vez alcanzan su final de vida. Para ello, se establecieron dos opciones: realizar el reciclaje (recogida, almacenamiento y recuperación de materias primas y compuestos) por sí mismo, lo que se constituye en un Sistema Individual de Responsabilidad Ampliada del Productor (SIRAP) o; unirse entre varios productores constituyendo el Sistema Colectivo de Responsabilidad Ampliada del Productor (SCRAP). En ambos casos, estas entidades, constituidas como privadas sin ánimo de lucro, son los responsables del cumplimiento de las obligaciones establecidas en la legislación y de informar a las autoridades designadas de los niveles y objetivos de recogida y reciclaje, como se detalla más adelante. Así, estas entidades son las encargadas de cumplir con los objetivos de reciclaje que, a fecha de este documento, están en el 45% del peso puesto en el mercado tal y como se ha explicado anteriormente. Igualmente, la Directiva 2006/66 establece la prohibición de depósito en vertedero de cualquier tipo de pila y batería, ya que obliga a su tratamiento, y marca un límite de actuación muy importante que se mantiene en el borrador del nuevo Reglamento.

Uno de los conceptos más innovadores que desarrolló la Directiva 2006/66 fue el de Eficiencia de Reciclaje, pues se proponía la cuantificación sobre algo que, hasta entonces, sólo se consideraba como cualificable. Para ello, la propia Directiva delegó este cálculo a un posterior marco legal, el Reglamento 493/2012 (44), que es el que ha marcado la eficacia del reciclaje dentro de Europa con respecto a todos los tipos de baterías. Básicamente, este reglamento define la Eficiencia de Reciclaje como el porcentaje en peso de la masa que se recicla en un proceso con respecto a la masa inicial que entra en ese proceso. Tiene ciertas características que la hacen diferenciable sobre otros parámetros de cuantificación como, por ejemplo, que los procesos térmicos destinados a la recuperación de energía no van a sumar a la eficiencia de reciclaje, con lo que los plásticos y demás orgánicos, si son sometidos a un proceso de valorización energética, no se les tiene en cuenta a la hora del cálculo de Eficiencia de Reciclaje. Otro hecho característico es la no admisión de fabricación de materiales de relleno para construcción de productos obtenidos en el reciclado de pilas y baterías como Eficiencia de Reciclaje, lo que implica que las escorias o cualquier otro residuo propio del proceso de reciclaje no se puede enviar como relleno de construcción puesto que no incrementa el valor de la eficiencia de reciclaje.

Respecto al nuevo reglamento, se adecua a los nuevos tiempos ampliando la clasificación de los tipos de baterías con la inclusión de un nuevo tipo de sistema de almacenamiento energético: las baterías de vehículos eléctricos y las de medios ligeros de transporte (que anteriormente estaban incluidas como Portátiles) lo que refleja la relevancia que tienen hoy en día las baterías de Li. Además, el reglamento incluye un punto muy novedoso en cuanto a requisitos a la fabricación: incorporación de una etiqueta con el cálculo de la huella de carbono de la producción de cada batería y, además, de un pasaporte o documentación para todas las baterías con información de cada una. Respecto al contenido de sustancias peligrosas como el Hg y Cd, se restringe su

presencia más en el nuevo reglamento, pero mantiene varias excepciones a su contenido en función del tipo de pila y batería.

Pero de los puntos más importantes, es, además de mantener la Eficiencia de Reciclaje tal y como se elaboró en el año 2012, la introducción de nuevos conceptos relativos a la recuperación de materiales y a la reutilización de los elementos/compuestos químicos o materiales recuperados en los procesos de reciclaje. Estos dos nuevos conceptos, pretenden, junto con la Eficiencia de Reciclaje, de proporcionar las mejores soluciones y de menor impacto en el reciclado de sistemas de almacenamiento de energía. Uno de los nuevos y más avanzados conceptos introducidos en el nuevo Reglamento es el de % de recuperación de materiales. Hasta ahora, sólo se contemplaba la recuperación o reciclado de la batería en su conjunto (lo calculado en la Eficiencia de Reciclaje) pero independientemente de qué se está recuperando, es decir, lo importante en la Eficiencia de Reciclaje es recuperar los elementos o compuestos, pero es transparente a que tipo de compuestos se recuperan. En cambio, movido también por las necesidades actuales de materias primas, en el nuevo Reglamento se va a exigir la recuperación de ciertos elementos presentes en las baterías, siempre y cuando, formen parte de los materiales activos (cátodo, ánodo, electrolito, etc.) y que se han de recuperar en peso. Sin embargo, todavía no se ha definido como se va a calcular estos porcentajes. Este punto, junto con muchos otros, el reglamento prevé la designación de actos delegados (es decir, otros reglamentos o directrices) para definir estos puntos, lo que genera, a la postre, cierta incertidumbre a los nuevos procesos de reciclado. Sin tener una certeza bastante avanzada en cómo se podrán obtener los rendimientos de recuperación de las materias primas seleccionadas (Co, Cu, Pb, Li y Ni) se están provocando ciertos obstáculos a la hora de trasladar los procesos de reciclado de laboratorio a la industria. No obstante, una vez resuelto el método de cálculo, este parámetro será un verdadero impulsor de la recuperación de materias primas secundarias y contribuirá a la independencia energética, tan ansiada por la UE.

Como complemento a todos los avances del nuevo reglamento, se ha definido una tercera variable de reciclado, el contenido de materias primas recicladas en las baterías que se fabrican. Esto viene a complementar el desarrollo exigido a los procesos de reciclaje (se han de centrar en recuperar ciertos elementos activos) proponiendo y favoreciendo un destino a dichos materiales dentro de la industria del almacenamiento. Así, se obliga a que todas las nuevas baterías (a partir de 2030) tengan unos porcentajes de materias primas secundarias incorporados en sus elementos activos.

E también en la actualidad, todos los procesos que se detallan en el capítulo 5 son sometidos a la evaluación de la Eficiencia de Reciclaje para valorar su implementación industrial. En cambio, cuando entre en vigor el nuevo reglamento aquí resumido (previsto en 2023), los procesos de reciclado tendrán que someterse a dos criterios de aceptación (Eficiencia de Reciclaje y % de materias primas recuperadas) y, además, los procesos de fabricación tendrán que incorporar materias primas secundarias.

Una infografía preparada por el Consejo Europeo resume las principales claves de la nueva propuesta en la siguiente Figura 16. Vida de la batería. Fuente: Consejo de la UE.

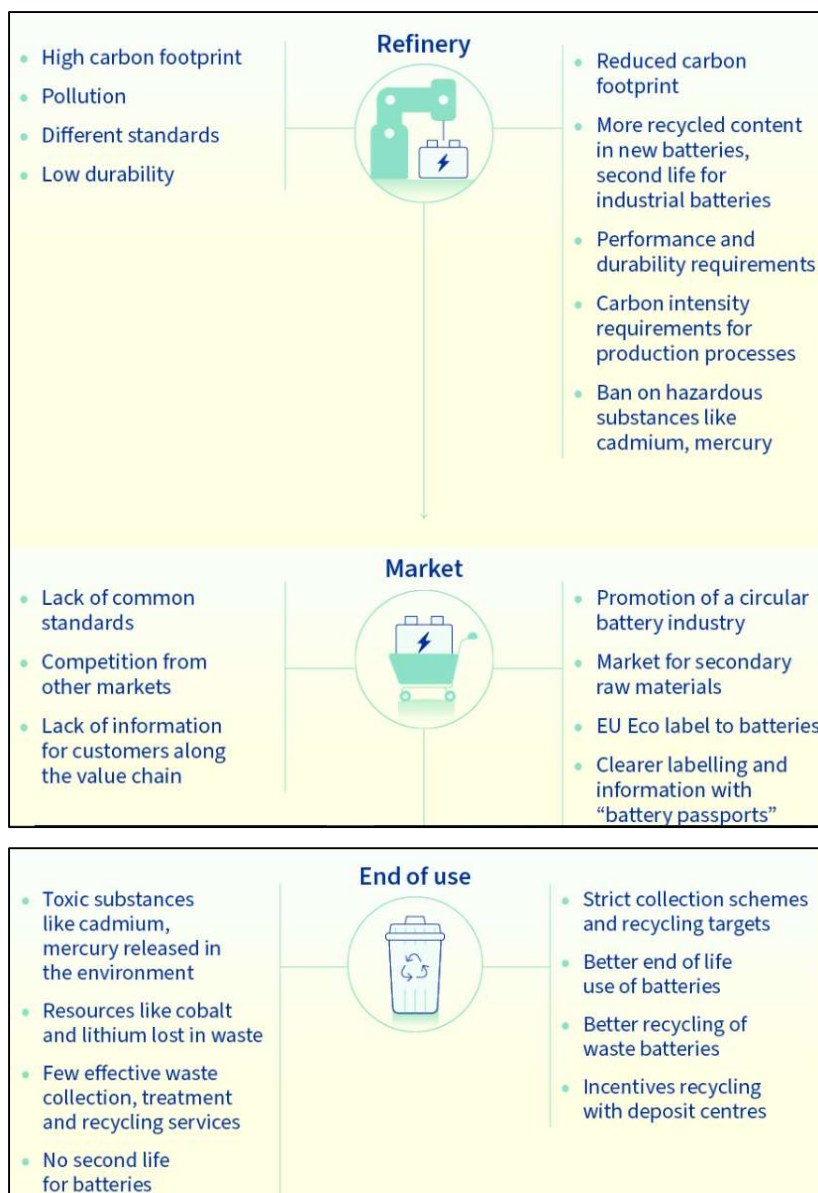


Figura 16. Vida de la batería. Fuente: Consejo de la UE(45)

4.2. Industria del reciclado de las baterías de iones de litio y análisis del rol de los agentes involucrados.

Al contrario que otras industrias de reciclaje como son la de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos, de pilas alcalinas, de baterías de Ni, etc., la industria del reciclado de baterías de iones de litio es todavía bastante incipiente en Europa. Este hecho, que puede ser algo sorprendente por la repercusión que hay en los medios de comunicación de la importancia de las baterías de iones de litio y de la Economía Circular de los sistemas de almacenamiento energético. Una de las explicaciones más plausibles es por la falta real de residuos de baterías de iones de litio. Solo hay que ver que una batería de Li de vehículo eléctrico tiene una vida estimada de unos 10 años, lo que implica que las baterías que están actualmente llegando al mercado de vehículos no serán recogidas hasta su final de vida. Trasladando esta deducción a la actualidad, las baterías

que se recogen son sobre todo las que se pusieron en el mercado hace unos 8-10 años. Ahora bien, también hay que ampliar esta visión a todas las demás baterías de iones de litio que provienen de otros dispositivos como son teléfonos móviles, tablets, PCs, etc. que, si llevan más tiempo en la vida cotidiana y, por lo tanto, cabría pensar que hay mayores cantidades de estas baterías para reciclar. En este caso, las baterías (clasificadas como Portátiles según la Directiva 2006/66) tienen un inconveniente para ser recogidas, el conocido como efecto tesoro, es decir, el acopio de equipos electrónicos principalmente por su “valor” lo que provoca que sean los ciudadanos los que evitan el reciclaje de estos productos, aun cuando sea “inconscientemente”. Lamentablemente, no existen datos públicos y accesibles de la cantidad de baterías recogidas para su reciclaje en función de su clasificación química. Sólo existen datos de recogida de baterías portátiles en general, que es lo único que exige la legislación actual. Por lo tanto, establecer una causa a esta discrepancia de datos es muy complicado puesto que, los datos públicos son bastante escasos y poco discriminatorios con las pilas y baterías recogidas.

Todo esto provoca que haya una poca cantidad de estas baterías, necesaria para desarrollar una industria del reciclaje, que es altamente dependiente de la cantidad de “materias primas” para que sea competitiva. Afortunadamente, esta tendencia está cambiando y, ya se están incrementando los volúmenes de recogida de baterías de iones de litio, también influenciados por una cada vez mayor concienciación ambiental.

Esto directamente se ve reflejado en la poca variedad de industria del reciclaje de baterías de iones de litio (más detalle se puede encontrar en Mossali *et al.*, 2020 (46)). De entre todas, la más importante es la empresa UMICORE (Bélgica) que tiene un tratamiento pirometalúrgico (térmico) en el que recupera principalmente Cobalto. En Francia, SNAM tiene un proceso térmico de eliminación de electrolito y de otros compuestos orgánicos. Este proceso, pero mediante evaporación a vacío es el que emplea Duessenfeld en Alemania. También en Alemania, Redux tiene el proceso de molienda inerte para reducción de volumen y obtención de una masa negra de Litio, que es un proceso similar al que tiene Akkuser en Finlandia. En España, a día de cierre del presente documento, no hay ninguna empresa con proceso implementado para el reciclado de baterías de Litio.

Como muestra del creciente interés en el sector de la recuperación de materias primas, hay una serie de nuevos actores que se están incorporando al reciclaje como son Northvolt en Suecia con un proceso hidrometalúrgico que están acaparando mucha atención y revitalizando el reciclaje. En España, hay varios anuncios de nuevas plantas de reciclaje de baterías (BeePlanet en Navarra, Urbaser y Endesa en León), pero que todavía no están operativas, son sólo proyectos.

Estas empresas son las más reseñables dentro del sector del reciclaje por su importancia y volumen de tratamiento de baterías de iones de litio. Ahora bien, no son las únicas. Y como los volúmenes de recogida son crecientes, cada vez se incorporan nuevos actores al sector. Estos son los encargados del proceso de recuperación de metales de una forma u otra, pero no dejan de ser un eslabón de la cadena del reciclaje.

Tanto la legislación actual, como la reglamentación que se está preparando, establecen los papeles que tiene cada uno de los otros eslabones de la cadena.

4.2.1. Comisión Europea

Es el órgano encargado de la redacción de la legislación europea en materia de residuos de pilas y baterías (entre otros muchos ámbitos). Fue la encargada de proceder a la revisión y vigilancia

de la correcta implementación de la Directiva 2006/66, y también de elaborar una propuesta de la nueva regulación que el Parlamento Europeo ha de revisar y aprobar.

4.2.2. Administración

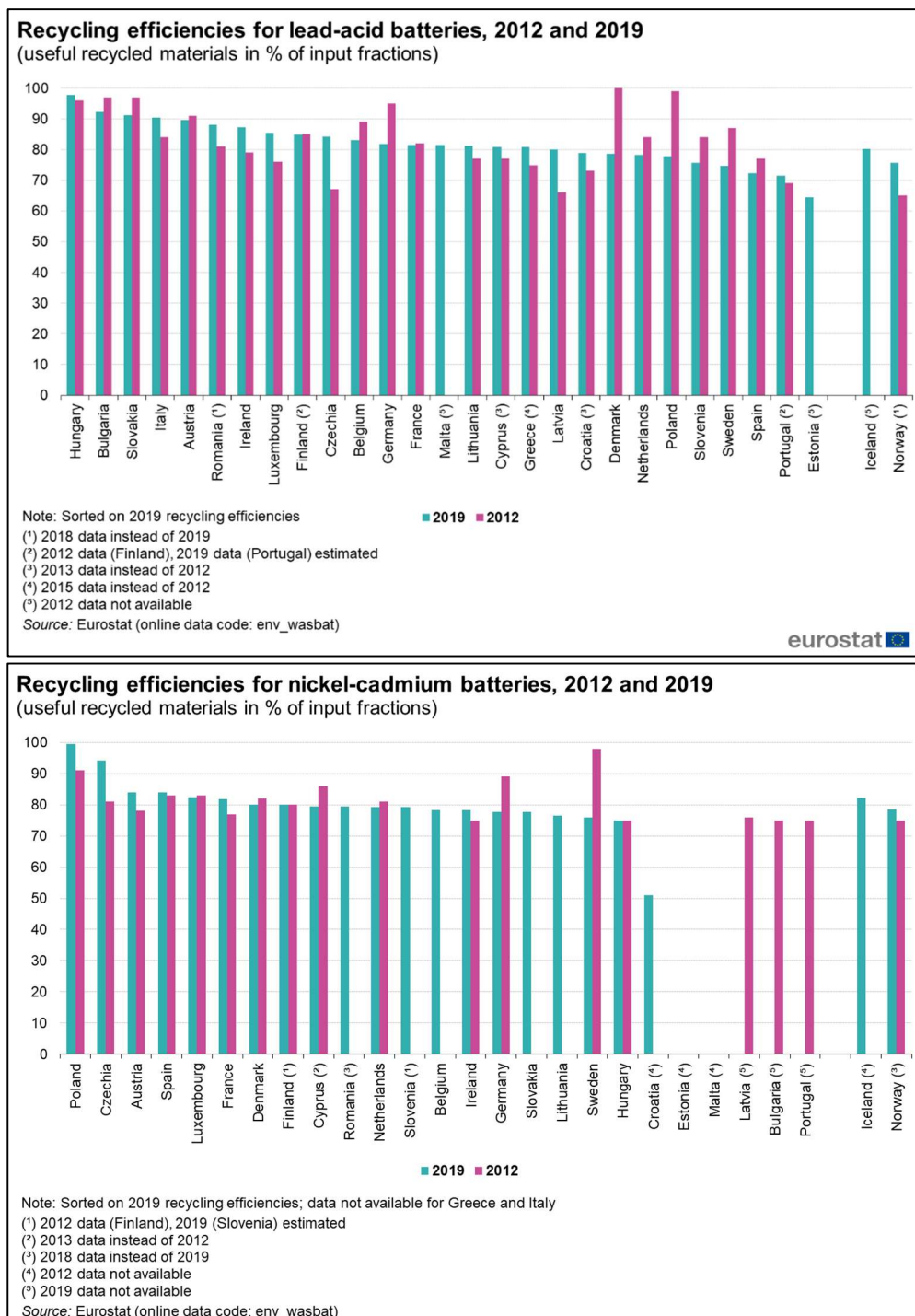
Es la encargada de la vigilancia y del cumplimiento de la legislación vigente. Es el actor que puede participar de la recogida, tratamiento y de los sistemas de reciclado, pero también tiene la obligación de comunicación a la Comisión Europea de los niveles de reciclado alcanzados en el año natural previo. Así, la Comisión Europea elabora la estadística de recogida y reciclado ([Statistics Eurostat \(europa.eu\)](https://statistics.eurostat.eu) (47)) que muestran las baterías portátiles (sólo esta clasificación tiene obligación de reportar los valores de recogida de estas baterías) puestas en el mercado y recogidas. De los datos recogidos en el último año (antes de pandemia, puesto que después no se han actualizado los datos correctamente), 2019, se ve reflejado en la siguiente Tabla 7:

Tabla 7. Datos de puesta en el mercado y recogida de baterías portátiles en la UE. La imagen corresponde a lo mostrado en la página web de Eurostat.

↑	WST_OPER	Products put on the mar... ↓	Waste collected ↓
GEO ↓			
European Union - 27 countries (from 2020)		205 000 (s)	100 000 (s)
Belgium		5 413	3 385
Bulgaria		942	392
Czechia		4 293	2 042
Denmark		4 034	2 249
Germany (until 1990 former territory of the FRG)		55 905	27 625
Estonia		475	140
Ireland		2 666	1 259
Greece		1 798	610
Spain		12 949	5 740
France		32 828	15 501
Croatia		906	651
Italy		24 829	10 968
Cyprus		175	84
Latvia		562	266
Lithuania		750	354
Luxembourg		242	156
Hungary		2 919	1 459
Malta		172	30
Netherlands		8 762 (e)	4 595 (e)
Austria		5 760	2 376
Poland		19 400 (d)	11 178 (d)
Portugal		2 586	753
Romania		;	;
Slovenia		833	307
Slovakia		1 748	891
Finland		3 616	1 679
Sweden		7 386	3 696
Iceland		;	;

En esta tabla se ven las diferencias evidentes en la recogida de baterías portátiles a lo largo de la EU, que muestra un evidente desajuste en los objetivos de la Comisión Europea. Mientras hay estados miembros que cumplen sobradamente con los objetivos de recogida (actualmente en un 45%), hay otros que no llegan ni al 25%. En el caso español, se está cerca del mínimo (el último dato conocido muestra un 44%, calculado a partir de datos de Eurostat).

Tabla 8. Datos de eficiencia de reciclaje de baterías de plomo, Ni-Cd y portátiles en la UE. La imagen corresponde a lo mostrado en la página web de Eurostat.



En las Tabla 8 de eficiencia de reciclaje, tal y como predispone el Reglamento 493/2012 se tiene obligación de publicar estos datos atendiendo a tres tipos de baterías: Plomo ácido, que tiene unos valores muy elevados provocado por el alto beneficio que tiene este elemento en el mercado (y que presenta una elevada fracción del peso de la batería); Ni-Cd, que también tienen

un alto beneficio en su recuperación (marcado principalmente por el precio del Ni). En cambio, llama inicialmente la atención la elevada Eficiencia de Reciclaje que presentan el resto de las baterías en algunos países, sabiendo de antemano que la Eficiencia de Reciclaje de pilas alcalinas (que tienen un elevado peso en el reciclaje de las portátiles) es en torno a un 53-57% y que las pilas y baterías de Li están muy cerca del 50%. La explicación que se muestra más plausible es que entre las baterías portátiles también están incluidas las de Ni-MH que tienen una elevada Eficiencia de Reciclaje y, también, que hay ciertos actores que no tienen muy bien definidos los límites del reciclaje lo que provoca ciertas distorsiones en la interpretación del reglamento.

4.2.3. Sistemas Colectivos/Individuales de Responsabilidad Ampliada del Productor

Desde la publicación de la Directiva 2006/66 se facilitó el cumplimiento de las responsabilidades de los productores/importadores de baterías con los productos en su final de vida. Así se articuló cómo se puede acometer los requerimientos, por ello se establecieron dos posibilidades, la puesta de un Sistema Individual propio de cada entidad productora/importadora o, mediante, la agrupación de varias entidades en un Sistema Colectivo. Este ente, privado y sin ánimo de lucro, es el encargado de la recogida, tratamiento, información y concienciación medioambiental.

4.2.4. Recicladores

Aun cuando tienen hoy en día el foco puesto en ellos permanentemente, los recicladores (en el ámbito más general que incluye centros de transferencia, transportistas y centros de reciclado propiamente dichos) son meros ejecutores de las responsabilidades de los productores. Tienen en su poder, el proceso que es capaz de cumplir con la legislación actual.

4.2.5. Investigación

En todo este punto se ha desarrollado la idea de una nueva legislación, con la propuesta de Reglamento (43), que pone en primera línea de acción nuevos retos al reciclado. Estos retos, en forma de cantidad de elementos a recuperar, que no estaba contemplado anteriormente, provoca un cambio de dirección en los procesos industriales que hay hoy en funcionamiento. Toda mejora o nueva implementación pasa por el desarrollo (desde una investigación básica) de nuevos procesos de reciclado, pero que han de tener presentes que los requisitos de Eficiencia de Reciclaje son cada vez más exigentes y, que se han incluido requerimientos de recuperación de ciertas materias primas críticas.

4.3. Segunda vida de baterías de iones de litio

Mención especial merece la segunda vida o reutilización de baterías de iones de litio. En todo este apartado se han comentado los nuevos cambios y las consecuencias de estos, respecto al reciclado (recuperación de materias primas de residuos), pero no se ha mencionado un importante avance en la industria del almacenamiento.

A raíz de las características de las baterías de iones de litio, se produjo el desarrollo de una industria paralela a la fabricación de baterías, la reutilización o segunda vida de estas baterías, principalmente en un entorno estacionario. Esto deviene de la elevada exigencia de prestaciones de los vehículos de movilidad, mayoritariamente, y de tener que sustituir equipos de almacenamiento energético antes de que estos se encuentren completamente agotados. Este hecho, junto con el de la necesidad de tener un almacenamiento de energía estable y, normalmente, asociado a fuentes renovables, que requiere unas prestaciones algo inferiores,

pero en el que el coste de este es un parámetro restrictivo, provocó el desarrollo de una industria de suministros de soluciones energéticas basadas en la segunda vida de las baterías.

Como normalmente suele ser el devenir de los acontecimientos, el sector de la segunda vida se encontró con una completa ausencia de un marco legal al que atenerse lo que ha provocado la irrupción tanto de empresas que han hecho avances y creado soluciones innovadoras como EcarACCU en Países Bajos, siendo una de las primeras en Europa. En España, se fundó BeePlanet que es un referente en el sector hoy en día en el sector de la segunda vida de las baterías de Li. Sin embargo, hay muchas otras que, bajo el cobijo de internet y de los canales de YouTube, promocionan la venta de baterías de segunda vida sin garantías ni condiciones de seguridad, que lamentablemente, pueden conducir a incidentes indeseables.

En esta ocasión, esta nueva industria ha venido a tomar impulso coincidiendo con la revisión de la legislación europea, con lo que, ésta vez sí, el nuevo Reglamento COM(2020)798/3 (43) entra de lleno en su definición y en cómo se ha de desarrollar la industria bajo un marco legal. No obstante, no deja de ser un borrador y, por lo tanto, hay que esperar a la aprobación de este para poder realizar un estudio en detalle.

5. VÍAS DE RECICLADO DE BATERÍAS DE IONES DE LITIO

El desarrollo sin precedentes que las baterías de iones de litio han experimentado en los últimos años ha estado impulsado principalmente por el extraordinario crecimiento de la movilidad eléctrica y el almacenamiento energético de electricidad generada por renovables, al ser la tecnología que prácticamente monopoliza ambos sectores. Se espera que esta tendencia siga aumentando exponencialmente en los próximos años, lo que conlleva asociado un importante incremento en la cantidad de residuos que se van a generar conforme estas baterías vayan llegando al final de su vida útil (48).

Debido a que muchos de los recursos necesarios para la fabricación de baterías de Litio son limitados, se prevé que esta tendencia provoque escasez de materias primas en un futuro no muy lejano, lo que ha llevado a diferentes organismos nacionales y supranacionales a crear políticas para regular la disposición de baterías de iones de litio. Centros de investigación y empresas del sector están tratando de alinearse con los intereses de estas políticas, focalizándose en el estudio y desarrollo de nuevas tecnologías de reciclaje de las baterías de litio. La recuperación de sus materiales constituye una excelente oportunidad de que metales muy valiosos, como litio, níquel o cobalto se puedan volver a utilizar como materias primas dentro de la propia Unión Europea.

En este sentido existen muchos proyectos cuyos objetivos se centran en la investigación del procesamiento y reciclado de las baterías de iones de litio, lo que genera un importante volumen de publicaciones relacionadas con el tema. Asimismo, empresas metalúrgicas o de gestión de residuos llevan algunos años invirtiendo recursos y esfuerzos en el desarrollo de tecnologías viables para la recuperación de los metales clave presentes en las baterías. Tal volumen de publicaciones y de desarrollos industriales, lleva asociado, a su vez, la proliferación de gran cantidad de artículos de revisión de dichas tecnologías.

Así, los procesos de reciclado de baterías de iones de litio se pueden clasificar en base a diferentes criterios. Es habitual la agrupación en base a la **técnica metalúrgica empleada en cada proceso**. Las categorías más importantes en esta clasificación serían los procesos *pirometalúrgicos*, donde las baterías se someten a elevadas temperaturas previamente al paso de recuperación de metales, y los procesos *hidrometalúrgicos*, donde la recuperación de metales tiene lugar mediante lixiviación a temperaturas ligeramente superiores a las ambientales (49). Sin embargo, ninguno de estos procesos suele realizarse aislado, sino que, en la mayoría de los casos, lo que tiene lugar es combinación de distintas variantes de ellos, junto con pasos de pretratamiento previos o de purificación posteriores.

Si atendemos a los **principales metales recuperados**, existen empresas cuyos procesos están basados en tecnologías piro e hidrometalúrgicas, y se centran en la recuperación de los metales más valiosos, como cobalto y níquel principalmente. Por el contrario, existen otras empresas cuyos procesos emplean también métodos piro e hidrometalúrgicos, pero focalizados además la recuperación de litio (50). Los más exhaustivos y sistemáticos en este sentido (51), se basan directamente en el CAS (Chemical Abstract Service) de cada uno de los materiales obtenidos tras el reciclaje.

Otro criterio de clasificación empleado en algunas revisiones es el nivel de implantación industrial (48), basándose en el volumen de baterías procesadas al año: escala industrial (>1000 t/a), escala planta piloto (<1000 t/a) y escala laboratorio. Dentro de los dos primeros grupos ya entran en juego un pequeño número de grandes empresas, únicas capaces de alcanzar los TRLs más altos.

En muchas ocasiones, los métodos empleados se basan en procesos metalúrgicos industriales ampliamente establecidos para la obtención (tanto primaria como secundaria) de metales presentes en dichas baterías. Por el contrario, el número de técnicas y estudios a nivel de laboratorio es inversamente proporcional al nivel de TRL. Estos últimos son, en general, de naturaleza más disruptiva que los industriales, están generalmente enfocados a buscar alternativas más favorables en diferentes aspectos (económico, medioambiental, etc.) que los procesos ya establecidos y aspiran a sustituirlos parcial o totalmente.

Independientemente de la clasificación que se haga de los métodos de reciclado, todos los procesos comerciales de reciclaje se basan en la rentabilidad proporcionada por la recuperación de los materiales más valiosos de las baterías de iones de litio, contenidos principalmente en el cátodo. Sin embargo, la tendencia actual por parte de los fabricantes a reducir el contenido en cobalto (52) (Figura 17), elemento más valioso presente en el cátodo, hace que el reciclaje tradicional de las baterías de iones de litio se vea comprometido desde el punto de vista económico. Esto hace que se torne necesario un reenfoque en las tecnologías de reciclaje existentes hasta el momento, con el objetivo principal de mantener la viabilidad económica de dichos procesos, eso sí, sin perder nunca de vista la problemática medioambiental. En este punto cobran especial importancia aspectos tan dispares de la cadena de valor de las baterías como el ecodiseño de las mismas y la estandarización en su fabricación, la mejora de los procesos de clasificación, desmantelamiento y separación (53). Otro factor importante en los procesos de reciclado lo constituyen los pretratamientos, pasos previos al eslabón principal del mismo y que favorecen diferentes aspectos del proceso global como pueden ser la eficiencia de reciclado, pureza de los materiales, tiempo de proceso, energía consumida, etc.

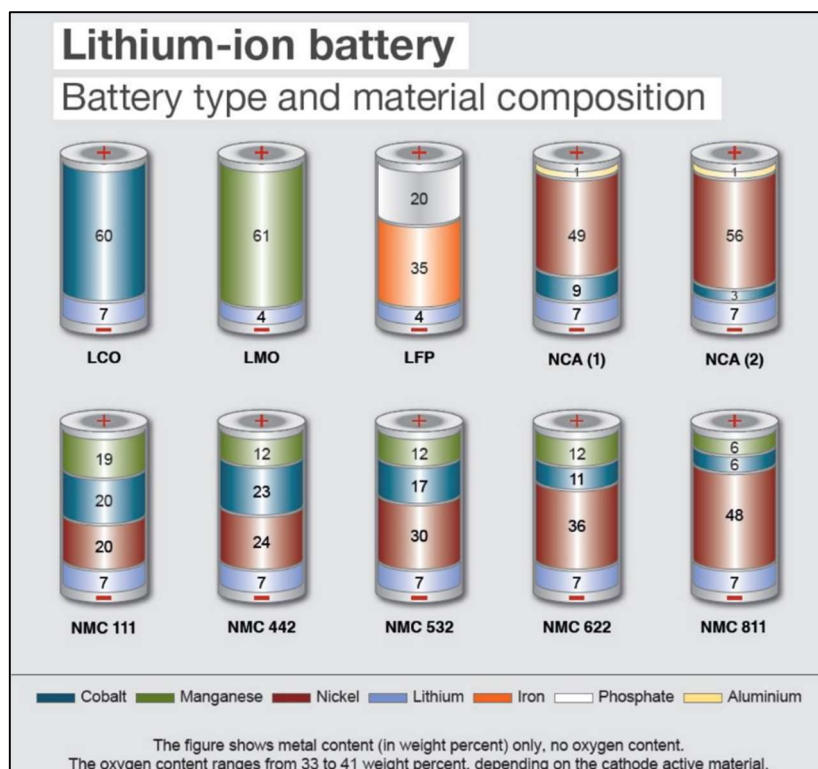


Figura 17. Contenido en metales (% peso) de diferentes químicas en baterías de Iones de litio (no se tiene en cuenta el contenido en oxígeno) (53).

5.1. Estado del arte

Actualmente no existe capacidad real de reciclado de baterías de vehículos eléctricos en España, por lo que son recolectadas, clasificadas y enviadas a otros países europeos que sí disponen de tecnologías para su tratamiento (Alemania, Bélgica o Francia). También existen algunas empresas autorizadas para su gestión, que las desmantelan, clasifican sus diferentes componentes y envían a reciclar únicamente los módulos de las baterías, reduciendo así costes e impacto ambiental. Aun así, no todos los materiales procesados culminan su proceso de reciclado en Europa: existen empresas que desmantelan y procesan mecánicamente las baterías, para luego enviar las fracciones de materiales ricos en metales como níquel, litio, cobalto y manganeso a plantas asiáticas (54). Estas prácticas hacen que los componentes más valiosos de las baterías de vehículos eléctricos que han llegado al final de su vida útil en Europa finalmente acaben siendo valorizados fuera de la UE. Además de que se pierden materias primas estratégicas para la aumentar la independencia europea en la fabricación de baterías, la huella de carbono que se genera con el transporte de dichos materiales hace que a la postre, el proceso de reciclado no sea realmente sostenible desde el punto de vista medioambiental.

También es cierto que en Europa todavía no hay un volumen de residuos suficiente para garantizar la rentabilidad de los procesos de reciclaje. La ventaja de la industria asiática del reciclaje radica en que se ha desarrollado en paralelo a sus enormes Gigafactorías y hasta ahora ha podido contar con un flujo de entrada de chatarra de aproximadamente el 50% en peso del volumen total. Hay que tener en cuenta que la cantidad de desechos de las baterías de iones de litio puede variar desde el 5% de las empresas más desarrolladas hasta el 20-30% de las nuevas. Además, la calidad medida en términos de concentración de materiales valiosos es mucho mayor en la chatarra que en una batería completa (55).

Más allá de esto, la apuesta más interesante a corto-medio plazo en España es la planta de reciclaje de baterías de vehículos eléctricos proyectada en Cubillos del Sil (León). Dicho proyecto engloba prácticamente toda la cadena de valor de las baterías una vez se han clasificado como residuo: gestión de su recogida en España y Portugal y almacenamiento temporal y seguro hasta su transporte a la planta de reciclado. Una vez en la planta, las baterías serán examinadas y remanufacturadas para segunda vida en caso de que esta vía sea factible; en caso contrario, se descargarán, desmantelarán y se procederá su reciclado propiamente dicho. Las baterías serán procesadas mecánicamente, obteniéndose diferentes fracciones de materiales: plásticos, metales y la conocida como masa negra, una mezcla de componentes de las celdas que contiene grafito y es rica en materias primas críticas como litio, cobalto, níquel o manganeso. Se espera que entre en funcionamiento a finales de 2023 o principios de 2024, con una capacidad de procesamiento inicial de alrededor de 8000 t/a, ampliable posteriormente hasta 13000 t/a. Además, esta planta de reciclado también podrá nutrirse de la fracción de residuos de fabricación que se producirá en la nueva fábrica de baterías de Sagunto, primera de sus características proyectada en España. La recuperación de metales presentes en dichas baterías permitirá la disminución de la dependencia externa de estos (56).

Por todo lo expuesto en el párrafo anterior, el estado del arte de los procesos de reciclado de baterías de iones de litio se aborda en este documento desde un punto de vista global, teniendo en cuenta los procesos más relevantes establecidos a nivel industrial y los desarrollos y tendencias más innovadores, ambos a nivel mundial.

La complejidad y variabilidad de las baterías hacen que resulte complicado sistematizar el análisis de sus procesos de reciclado. En la presente Instrucción Técnica Prioritaria dichos procesos se

han clasificado en dos grandes bloques: procesos de pretratamiento (transformaciones físicas) y tratamientos de reciclado propiamente dichos (transformaciones químicas).

5.1.1. Procesos de pretratamiento

Las generaciones de baterías de Iones de litio actuales combinan materiales activos incorporados con altas densidades de energía y electrolitos líquidos en su mayoría altamente inflamables. Es de esperar que estas características se mantengan en el corto-medio plazo para las próximas generaciones de baterías de Iones de litio. Durante su vida útil, factores externos como cortocircuitos, altas temperaturas o deformaciones mecánicas pueden desencadenar eventos críticos y conducir a la fuga térmica, o más conocido por su versión en inglés, 'thermal runaway'. Por ello, la gestión de este tipo de residuos es un gran reto para los recicladores, que se enfrentan principalmente a tres tipos de riesgos: eléctricos, térmicos y químicos. Dichos riesgos deben ser considerados principalmente durante los procesos de manipulación y pretratamiento de baterías previos al reciclado. A continuación, se detallan brevemente estos aspectos:

- Riesgo eléctrico: la descarga eléctrica directa es uno de los principales tipos de peligro al manipular baterías, ya que puede causar quemaduras graves en la piel en el punto de entrada y salida. Además, puede producir parálisis en los músculos y, en el peor de los casos, la electrólisis de la sangre.
- Riesgo térmico: los peligros térmicos de una batería se deben principalmente a los componentes electrolíticos utilizados, que suelen ser una mezcla de disolventes orgánicos altamente inflamables (carbonato de etilo (EC), carbonato de metilo-etilo (EMC)) y una sal conductora (hexafluorofosfato de litio, LiPF_6), cuya reacción con agua puede dar como resultado el fluoruro de hidrógeno (HF) altamente tóxico y corrosivo. Las tasas de evaporación parcialmente altas de los componentes electrolíticos en rangos de temperatura moderados y salas de proceso parcialmente cerradas pueden dar lugar a mezclas explosivas en combinación con una atmósfera que contiene oxígeno.
- Riesgos químicos: los peligros químicos de las baterías vienen determinados principalmente por sus componentes, pero también por los productos de reacción liberados en caso de fallo. Los materiales tienen efectos irritantes, tóxicos, cancerígenos, y dañinos en general, tanto para el medio ambiente como para el ser humano. En particular, los materiales activos del cátodo, principalmente óxidos de metales de transición como níquel y cobalto son cancerígenos y tóxicos para los mamíferos. Además, el pequeño tamaño de partícula (10–15 μm) de éstos puede aumentar la exposición a través del sistema respiratorio humano (57).

Sin embargo, en los casos reales, los peligros nunca suelen venir solos, sino que puede darse una combinación de ellos y desencadenar lo que se conoce como 'thermal runaway'. Por lo tanto, en general, un proceso de reciclaje debe diseñarse de tal manera que los riesgos se minimicen lo máximo posible. En este sentido, cobran fundamental importancia los procesos de pretratamiento que, además de minimizar riesgos en el posterior reciclado, son de vital importancia para una mejor separación de los componentes y la subsiguiente obtención de materias primas secundarias (58).

En general, los procesos de pretratamiento están enfocados a la preparación, mediante una o varias técnicas, de los residuos de baterías de Iones de litio para que su proceso de posterior reciclado sea lo más ventajoso posible: mayor rendimiento en recuperación de metales, menor impacto ambiental y mayor beneficio económico para las empresas.

A continuación, se describen algunos de las técnicas más comunes de pretratamiento de baterías. En cada proceso general de reciclado pueden necesitarse uno o varios de ellos, dependiendo del tratamiento posterior que vaya a tener lugar.

Descarga

La descarga de las baterías se realiza para evitar explosiones o emisión de gases tóxicos debido a cortocircuitos. Para ello, se suelen utilizar técnicas electrónicas o líquidos conductores (50). En el primero de los casos, se aprovecha la descarga de la batería para almacenar la electricidad remanente, de manera que posteriormente pueda ser empleada en otros pasos del reciclado. En el caso de descarga por inmersión, la disolución más habitualmente empleada es NaCl al 5% en peso durante 24 h; transcurrido ese tiempo, se dejan secar. Alternativamente, se han encontrado disoluciones (FeSO_4 , 0,8 mol/L) que consiguen eficiencias de descarga similares a las del cloruro sódico, pero que son medioambientalmente más amigables (49).

Clasificación

Aunque en la mayoría de los procesos de reciclado a gran escala no es determinante la composición química de las baterías, en alguno de ellos se realiza una clasificación previa de las baterías de Iones de litio, principalmente en función de su química. Las baterías de Iones de litio comercializadas hoy en día aún no tienen un sistema de etiquetado normalizado, por lo que hacer una clasificación previa es complicado, especialmente para un contexto industrial a gran escala. Sin embargo, una clasificación, por ejemplo, en función de la química, sería deseable para optimizar y mejorar la eficiencia de los subsiguientes procesos de reciclado.

En este sentido, se está desarrollando por parte de empresas fabricantes de vehículos, baterías y recicladores el denominado 'battery passport', en el que se incluye información sobre composición química de las baterías, contenido en materiales reciclados, así como su huella de carbono. Este pasaporte puede consistir en un código QR que dirige hacia una base de datos donde se almacena la información relativa a la composición de cada batería, lo que hará más fácil su clasificación a la hora de reciclarla.

Desmantelamiento

Este suele ser un paso fundamental en el proceso general de reciclado de baterías de vehículos eléctricos. Las baterías son residuos normalmente voluminosos y muy complejos, donde los materiales más valiosos están contenidos dentro de las propias celdas: sólo el cátodo, donde están contenidos los materiales activos, contribuye aproximadamente a la mitad de su coste (Figura 18).

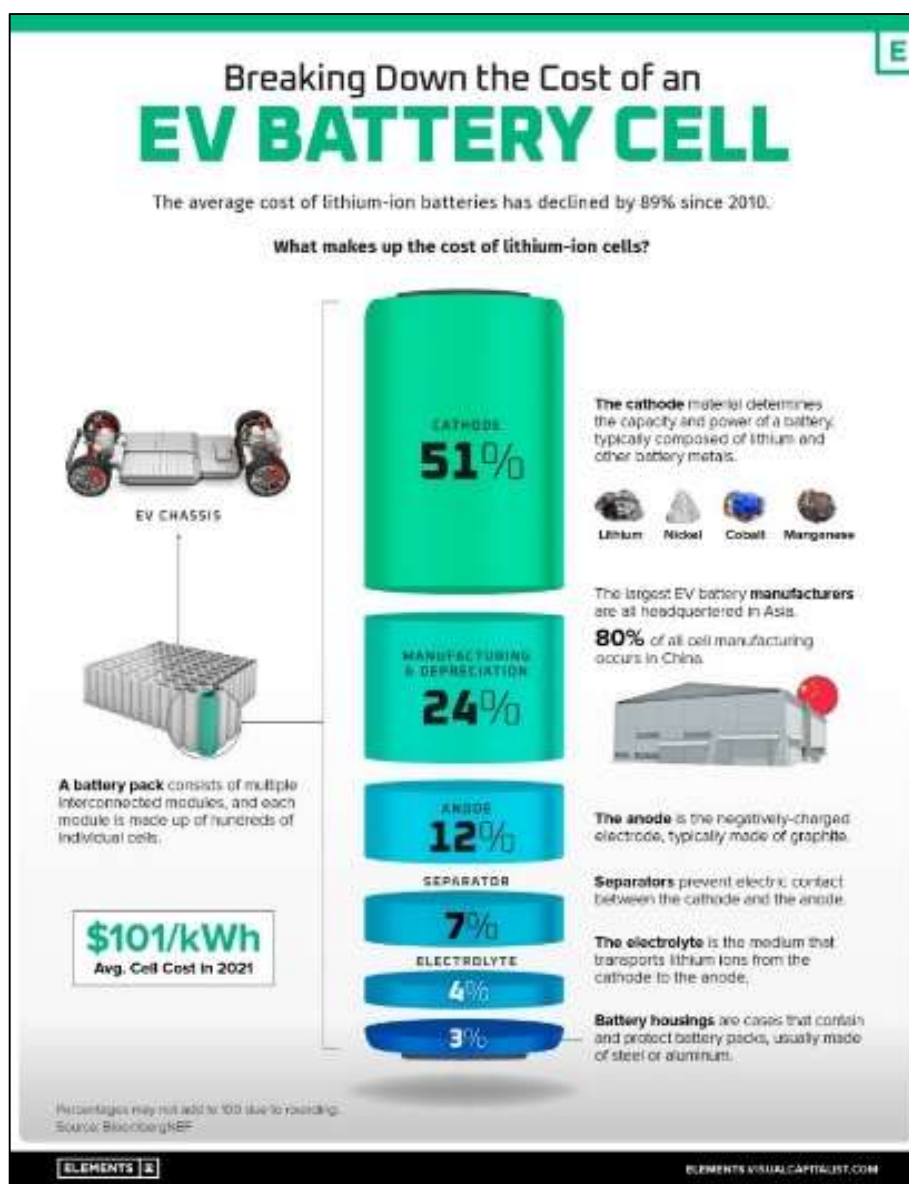


Figura 18. Contribución media de cada componente de una celda de iones de litio a su coste total

Sin embargo, es necesario tener en cuenta el resto de componentes de las baterías (carcasas de acero o aluminio, cables de cobre, etc.), ya que para calcular la eficiencia de reciclado de una batería (44), se considera el peso total del pack como referencia (Ecuación 1). Además, cuanto menos destructivo sea el desmantelamiento, en mejor estado quedarán sus componentes, y serán más susceptibles de poder ser reutilizados. Si esto último no fuera posible, siempre una mejor separación y clasificación de los residuos permite un posterior reciclado más eficiente.

$$R_E = \frac{\sum m_{salida}}{m_{entrada}} \times 100 \quad [1]$$

Sin embargo, hay que tener en cuenta la gran diversidad en los diseños de las baterías, que dificulta la sistematización de su desmantelamiento. Estas tareas suelen realizarse de manera

manual por parte de operarios cualificados y entrenados en dichas tareas, lo que conlleva un encarecimiento del reciclado por el aumento de tiempo total del proceso y de la mano de obra asociada.

Pretratamiento mecánico

El pretratamiento mecánico consiste básicamente en la trituración de módulos o celdas de baterías con el objetivo de disminuir su tamaño y liberar la denominada masa negra, rica en metales valiosos, que se encuentra en el interior de las celdas. Este paso tiene lugar en la mayoría de los procesos de reciclado, sin embargo, no siempre se lleva a cabo en las mismas condiciones. El mayor riesgo del tratamiento mecánico de las baterías es que se produzcan explosiones o fuegos, así como la liberación de componentes del electrolito (sales fluoradas, disolventes orgánicos) perjudiciales para la salud, el medioambiente e incluso la propia maquinaria.

Aunque antes se haya hecho una descarga eléctrica de la batería, el pretratamiento a temperatura ambiente y atmósfera no controlada siempre conlleva unos riesgos importantes. Sin embargo, existen distintas alternativas para minimizar estos riesgos a la vez que se evita tener que realizar la descarga. Por ejemplo, algunas empresas realizan el procesado mecánico en atmósfera inerte, y en alguno de los casos, extrayendo a vacío el electrolito. De esta manera, puede ser reutilizado, a la vez que se facilita la posterior recuperación del resto de componentes. En otros procesos establecidos a nivel semiindustrial se opta por la trituración de módulos o celdas sumergidos en disoluciones acuosas, evitando así los riesgos de explosión y fuego. También se realizan tratamientos mecánicos tras sumergir las baterías en nitrógeno líquido. Además del incremento en la seguridad, estos tipos de pretratamientos hacen que ya no sea requisito indispensable descargar o inertizar las baterías, pasando directamente del desmontaje al procesado mecánico.

Tras la molienda de las baterías, se obtiene una mezcla de todos los componentes presentes en ellas: material activo, colectores de corrientes, metales de la carcasa, plásticos, etc., que deben ser separados antes del proceso metalúrgico propiamente dicho. Los procesos de separación más habituales suelen basarse en las diferentes propiedades magnéticas de los componentes de la mezcla o a las diferentes densidades de los mismos (50).

Calcinación

Los procesos de pretratamiento de baterías mediante calcinación se realizan habitualmente entre 150-500 °C. En este rango de temperaturas se elimina el material orgánico presente en las baterías desechadas. Además, calcinando entre 250-350 °C se eliminan las sustancias organofluoradas que actúan como aglutinantes (*binders*) de fluoruro de polivinilideno (PVDF), que actúa de unión entre los materiales activos y los colectores de corriente, permitiendo así una mejor separación de dichos componentes. Sin embargo, los principales inconvenientes de este tratamiento es que se requieren equipos caros, tiene un alto consumo de energía y puede emitir gases tóxicos (50).

5.1.2. Procesos de reciclado

Los procesos de reciclado de baterías, propiamente dichos, conllevan la transformación química y/o separación de los componentes principales de las baterías, de manera que los productos obtenidos son susceptibles de volver a ser utilizados como materia prima secundaria tanto en la fabricación de nuevas baterías (*closed-loop recycling*) como en otras aplicaciones diferentes (*open-loop recycling*). Dichos procesos se clasifican en dos categorías generales, según la técnica

principal empleada: pirometalúrgicos e hidrometalúrgicos, aunque es bastante habitual la combinación de ambas.

Pirometalúrgicos

Existen diferentes procesos de reciclado de baterías mediante vía pirometalúrgica, pero todos ellos tienen en común un paso de calcinación a temperaturas de alrededor de 1500 °C. En general, son procesos más simples y robustos, que requieren métodos de pretratamiento menos rigurosos, siendo necesario en alguno de ellos únicamente el desmantelamiento de la batería hasta liberar los módulos, que se introducen directamente en el horno. Estos procesos se llevan a cabo en hornos verticales (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**), donde tiene lugar un gradiente de temperaturas: en la parte superior se produce la evaporación de los electrolitos, cuyos gases son tratados posteriormente para evitar la emisión a la atmósfera de elementos contaminantes. Si no se han retirado previamente (que no suele ser lo habitual), los componentes orgánicos presentes en las baterías (plásticos, aglutinantes, etc.), actúan como combustible, y el grafito del ánodo, como agente reductor. También se añade coque como agente reductor, puesto que la cantidad de grafito procedente de los ánodos no es suficiente para el proceso. Finalmente, en la parte inferior de horno se alcanzan las temperaturas más elevadas, y las dos principales fracciones de materiales: una aleación metálica que contiene los elementos en su forma más reducida (cobalto, níquel, cobre, hierro, manganeso) y una escoria rica en litio y aluminio. Mientras que la aleación es sometida a un proceso hidrometalúrgico para recuperar los elementos más valiosos de la batería, la escoria no suele ser revalorizada en los procesos industriales, sino que se suele emplear en la construcción como material de relleno (48).

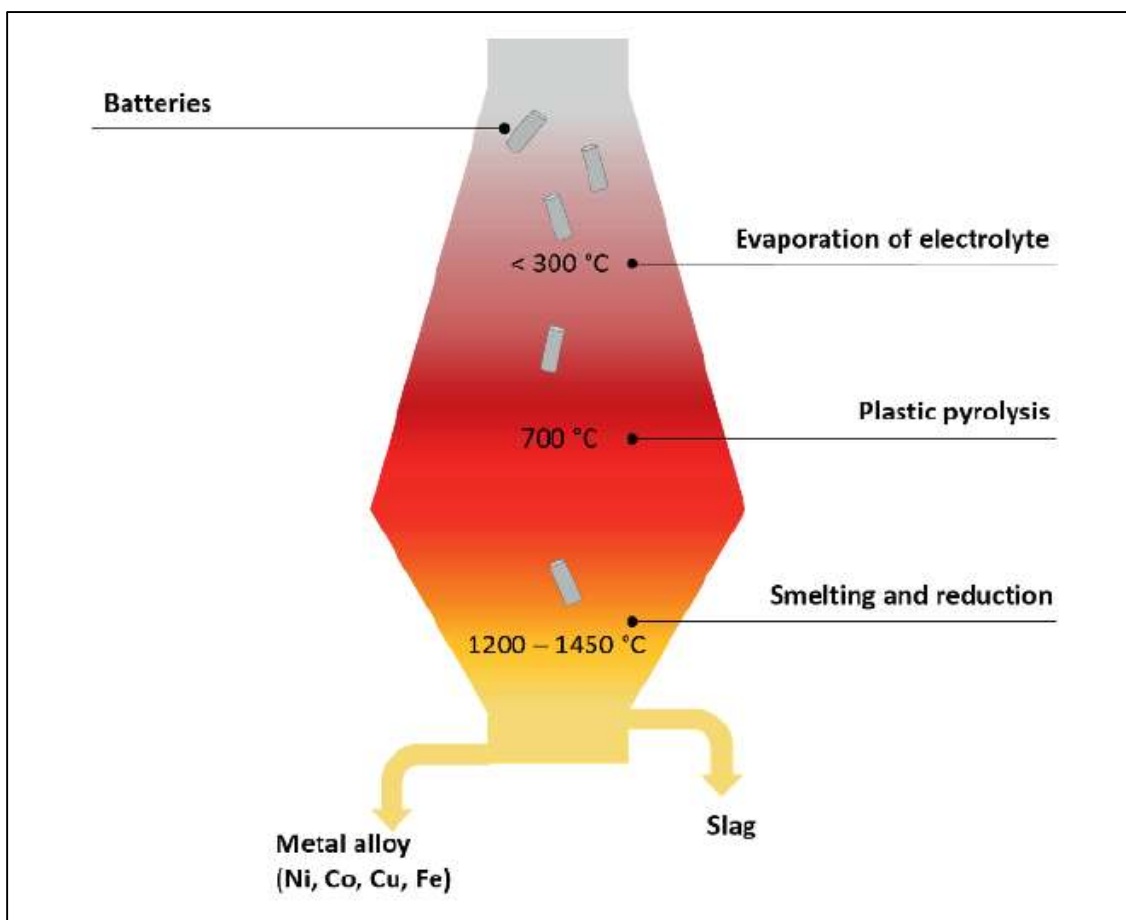


Figura 19. Diagrama esquemático del horno de pirólisis. Fuente: UMICORE.

Este tipo de procesos tiene la ventaja de que las baterías no requieren pretratamiento más allá de su desmantelamiento hasta nivel de módulos, y que son procesos flexibles a todo tipo de químicas, e incluso cabe la posibilidad de procesar baterías de Iones de litio y Ni-MH de manera conjunta. Por el contrario, tiene los inconvenientes de las elevadas emisiones de CO₂, y de que el litio pasa a la escoria, de manera que no se valoriza.

En este punto hay que remarcar que, dada la tendencia de los fabricantes a reducir el contenido en cobalto de las baterías, y el creciente interés en la recuperación del litio (en 2020 fue clasificado como CRM, y su precio ha aumentado en gran medida en los últimos meses), se está empezando a prestar más interés y a dedicar más esfuerzos en el reciclado del metal más ligero de la tabla periódica. Prueba de ello es la patente recientemente publicada por Umicore (EP3 607099B1) en la que se reivindica la recuperación del litio presente en la escoria obtenida de su proceso industrial, y que tradicionalmente no se valorizaba.

Hidrometalúrgicos

Los procesos hidrometalúrgicos emplean ácidos de distinta naturaleza (orgánicos e inorgánicos) o bases para extraer y separar los metales presentes en el cátodo mediante la técnica de lixiviación, que consiste en la extracción de elementos que forman parte de un sólido mediante contacto con un líquido. Son procesos que requieren mucha menor demanda energética que los

pirometalúrgicos, puesto que se llevan a cabo a temperaturas habitualmente por debajo de los 100 °C, y que permiten la recuperación del litio, además del resto de metales de transición (49).

En general, requieren más pasos de pretratamiento que los procesos pirometalúrgicos. En la mayoría de sus variantes son necesarias etapas de separación de los componentes (tamizado, separación magnética, por densidad, etc.) previamente procesados mecánicamente, con el objetivo de aislar la fracción denominada '*BAM, Battery Active Materials*' o '*BM, black mass*', que es donde se encuentran los elementos más valiosos de la batería.

Una vez obtenida la *black mass*, el proceso de disolución por lixiviado puede tener lugar en una o dos etapas. Cuando la lixiviación se realiza en una etapa, se disuelven todos los metales en un mismo paso en un medio ácido, mientras que cuando tiene lugar en dos etapas, la primera se lleva a cabo en medio básico, en la cual se retira el aluminio, y posteriormente, se lixivian el resto de los metales en medio ácido. Los procesos de lixiviación pueden complementarse con métodos auxiliares, como ultrasonidos o mecano químicos, con el objetivo de conseguir un mayor rendimiento.

Los ácidos más frecuentes empleados para lixiviación de *black mass* de baterías de Iones de litio son los inorgánicos, como, por ejemplo, HCl, H₂SO₄ o HNO₃, que presentan mayores eficiencias en extracción de metales. Es habitual incluir en el proceso de reciclado un agente reductor, como por ejemplo el peróxido de hidrógeno, para aumentar la solubilidad de las especies metálicas, y así aumentar el rendimiento global. Sin embargo, estos procesos generan gases tóxicos y grandes cantidades de residuos líquidos. Por el contrario, los ácidos orgánicos se degradan más fácilmente y son menos contaminantes, aunque presentan velocidades de lixiviación más lentas y su precio es más elevado (58).

Tras la extracción de los metales, la disolución resultante es una compleja mezcla de iones metálicos, cuya separación es inviable en un único paso. Aquí entran en juego la combinación de dos o más métodos diferentes para la obtención de los compuestos objetivo en cada caso. Dependiendo de la técnica y reactivos elegidos, estos productos pueden obtenerse en forma de óxidos, sulfatos, hidróxidos o carbonatos, principalmente. Las técnicas de separación más habitualmente empleadas en los procesos hidrometalúrgicos de reciclado de baterías de vehículos eléctricos son: extracción con disolventes y precipitación.

La **extracción con disolventes** es una técnica muy efectiva de separación de metales gracias a la elevada selectividad de los mismos respecto a diferentes iones metálicos. Habitualmente, se realiza en combinación con procesos de precipitación, dando lugar a sales de elevada pureza. Las principales ventajas de esta técnica son el bajo consumo de energía, las 'suaves' condiciones de trabajo y los elevados grados de separación alcanzados. Sin embargo, el empleo de grandes cantidades de disolventes conlleva un impacto negativo en el medio ambiente, así como un elevado coste. La complejidad de las sucesivas extracciones y precipitaciones también limitan su aplicación.

La técnica de **precipitación** se basa en el ajuste de las condiciones de precipitación y los reactivos añadidos para la obtención selectiva de los diferentes compuestos químicos. Como se ha comentado anteriormente, la precipitación suele ir acompañada de procesos de extracción con disolventes, para retirar las posibles impurezas antes del proceso de precipitación propiamente dicho. Los principales compuestos empleados para la precipitación de metales son carbonato e hidróxido sódicos, así como oxalato amónico. Estos métodos de precipitación son simples, requieren poco equipamiento y presentan un elevado índice de recuperación.

Existe una variante de esta técnica denominada **coprecipitación**. Consiste en la obtención de materiales catódicos ternarios a partir de disoluciones que contienen los iones necesarios para ello, evitando así pasos de precipitación selectiva e individual de compuestos que luego se van a tener que volver a unir para fabricar un nuevo material catódico. Este es un método simple y fácilmente escalable, pero con el inconveniente de que es fácil que precipiten impurezas (58).

5.2. Nuevos desarrollos y tendencias

En los últimos años, la venta de vehículos eléctricos e híbridos ha experimentado un aumento sin precedentes, y se prevé que en los próximos años esta tendencia se mantenga. Esto hace que el número de baterías que vayan llegando al fin de su vida útil también se verá incrementado considerablemente.

Cuando un nuevo tipo de producto penetra en el mercado con gran potencial de desarrollo, es susceptible de convertirse rápidamente en un problema medioambiental, sobre todo, si no se han tenido en cuenta las bases de la economía circular a la hora de diseñar dicho producto. Es en este momento en el que surge la necesidad de nuevas técnicas de pretratamiento y reciclado que aborden los problemas relacionados con el fin de vida útil de estos nuevos productos (59).

En la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.** se muestra el número de artículos de revistas y publicaciones de patentes sobre el reciclaje de baterías de iones de litio (los datos de 2021 son parciales). El recuadro muestra los volúmenes relativos de publicación de artículos de revistas y patentes en el reciclaje de baterías de iones de litio (izquierda) y en la literatura química en su conjunto (derecha) (51). Se observa una tendencia creciente sostenida desde 2010; sin embargo, en los últimos 4 años ha habido un incremento significativo tanto en la publicación de patentes como de artículos de revista.

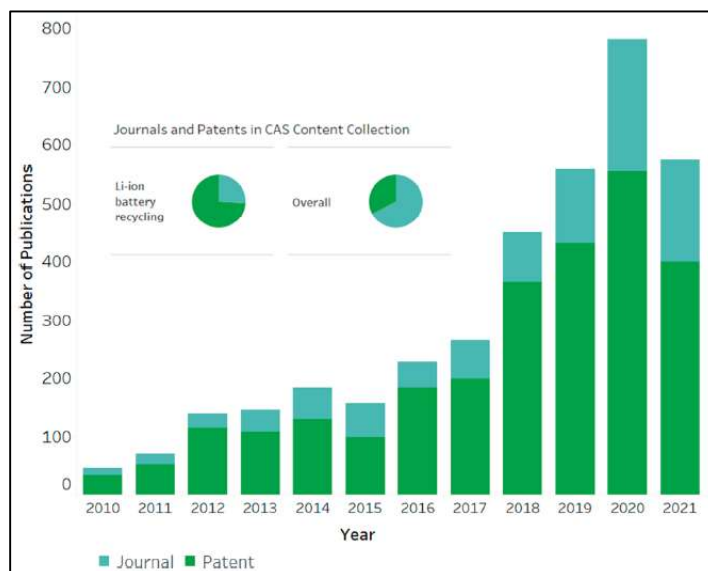


Figura 20. Número de artículos de revistas y patentes publicadas en relación con el reciclado de baterías de iones de litio.

Adicionalmente, las regulaciones medioambientales constituyen una fuerza impulsora para el desarrollo de nuevas tecnologías de reciclado. En la Unión Europea, con la inminente entrada en vigor de la nueva Regulación de baterías que sustituirá a la actual Directiva 2006/66/CE, se está

generando un gran volumen de investigación relacionada con su reciclado. En general, todos estos estudios persiguen un objetivo común: la disminución de los costes de tratamiento de las baterías de vehículos eléctricos en particular (y de iones de litio en general), a la vez que se minimizan los diferentes impactos ambientales (emisiones de CO₂, de residuos de lixiviación) y se obtienen materias primas secundarias de mayor valor añadido.

A pesar de que el mayor beneficio económico del reciclado de baterías proviene de los materiales del cátodo, una visión holística y más sostenible debe considerar todos sus materiales. En la Figura 20 se muestra la cantidad de publicaciones recientes centradas en componentes de las baterías diferentes del cátodo (azul). Aunque los cuatro componentes reportados tienen costes similares en el conjunto de la batería, la dificultad relativa de purificar cada uno de ellos, y el valor de las materias primas secundarias determinan el interés en su estudio.

Respecto a los procesos más investigados (naranja), el que mayor interés genera es el de desmantelamiento. El coste de este proceso puede suponer entre un 2 y un 17% del coste total del reciclado de la batería, ya que, al ser manual, depende en gran medida de los costes de mano de obra. Esto puede no ser mayor problema en países con menores salarios, pero puede llegar a influir en gran medida en la viabilidad económica del reciclado en países con mejores condiciones laborales (60).

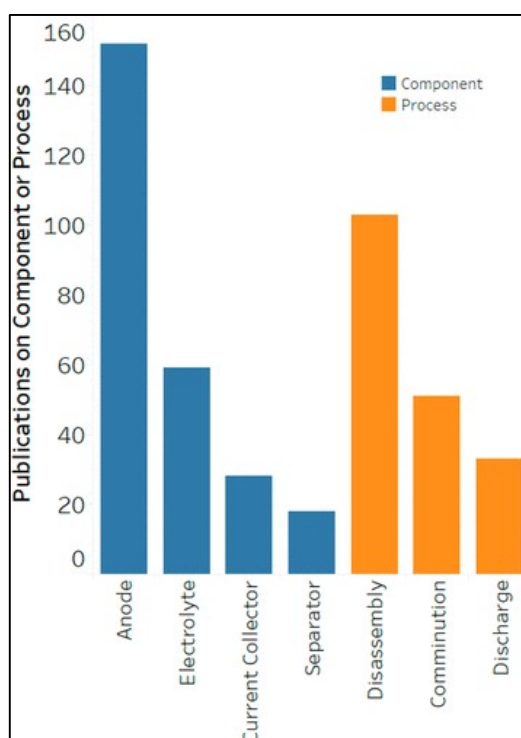


Figura 20. Número de publicaciones recientes clasificadas por componentes del cátodo (azul) y por procesos (naranja) investigados

Así como los métodos establecidos se basan principalmente en técnicas mecánicas, piro e hidrometalúrgicas ampliamente establecidas en la industria del reciclado, los nuevos desarrollos de técnicas y procesos de pretratamiento y reciclado de baterías son más disruptivos, ya que tratan de buscar alternativas más favorables y con menor impacto ambiental que los actuales. A

continuación, se exponen algunos de los métodos desarrollados a nivel de laboratorio y planta piloto, potenciales aspirantes a sustituir, al menos en parte, a los procesos actuales.

5.2.1. Automatización de desmantelamiento (TRL 5-6)

En este sentido, una de las tendencias actuales consiste en intentar automatizar al máximo estas tareas, con los objetivos principales de disminuir los tiempos de desmantelamiento a la vez que se aumenta la seguridad de los procesos. El aumento de baterías que llegan al final de su vida útil en los próximos años permitirá que la adquisición de un robot y su programación para la extracción automática de diferentes módulos de baterías de vehículos eléctricos sea una opción cada vez más atractiva y rentable para los recicladores.

Diferentes proyectos de investigación dedican esfuerzos en este sentido. Por ejemplo, en el H2020-CarE-Service Project¹ se fabricó un robot programable para llevar a cabo la extracción de módulos de las baterías de vehículos eléctricos, de manera que dicho proceso queda casi totalmente automatizado. En el siguiente link², al minuto 1:02:00, se presenta el demostrador que se realizó para el proyecto (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**). En él, un brazo robótico con diferentes herramientas intercambiables fue programado para cortar y retirar la tapa superior de la batería de un Fiat 500e, desatornillar los módulos y extraerlos. Este robot se puede programar para adaptarse a cada tipo de batería, añadiéndose o modificando las herramientas necesarias en cada caso. De esta manera, no sólo se reducen los riesgos para los operarios en una tarea con conlleva un elevado riesgo eléctrico, sino que también se aumenta la productividad en el proceso global de reciclado de baterías.

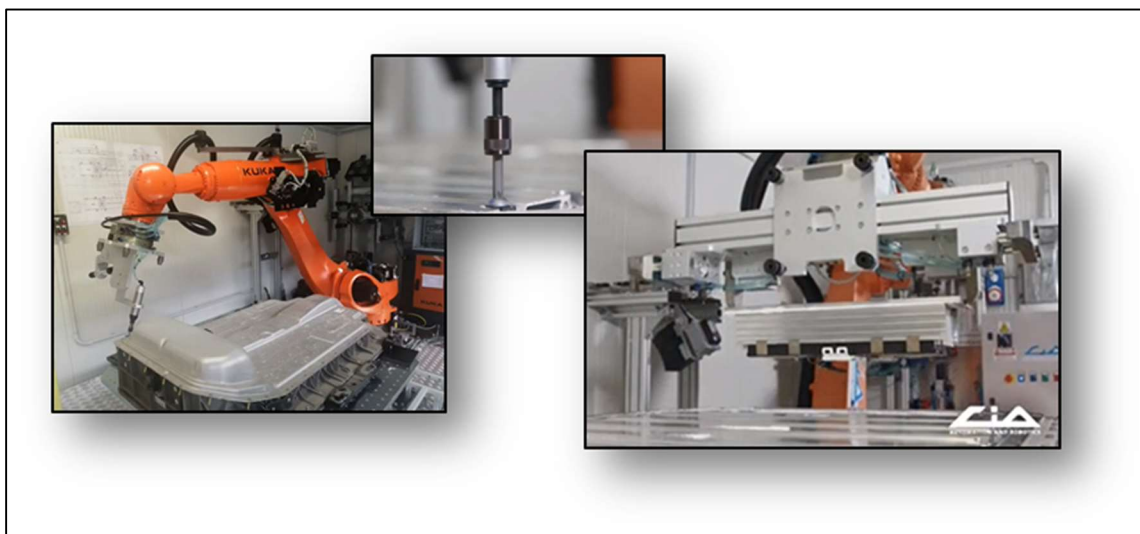


Figura 21. Imágenes del desmantelamiento automático mediante programación de un brazo robótico de una batería de Fiat 500e (Demostrador del proyecto H2020-CarE-Service).

¹ <https://www.careserviceproject.eu/>

² <https://www.youtube.com/watch?v=XtRAuj3ahXo> @minuto 1:02:00

Otro proyecto liderado por *The Faraday Institution* (Reino Unido) es el denominado *ReLiB*³, que tiene como objetivo idear y desarrollar rutas de reciclaje alternativas que puedan proporcionar a las empresas del Reino Unido una ventaja competitiva. Uno de sus objetivos principales consiste en la minimización de la intervención humana mediante el uso de robótica avanzada para automatizar la mayoría de los procesos, de manera que el desmontaje de la batería sea más seguro y rápido de lo que permiten las técnicas actuales.

5.2.2. Trituración por ondas de choque (TRL 5-6)

Esta novedosa tecnología se basa en ondas de choque generadas por descargas eléctricas pulsadas de alto voltaje. Las ondas de choque se propagan a través del medio portador circundante y golpean el material a reciclar. Los impactos mecánicos son breves pero muy intensos, y atacan preferentemente los puntos débiles del material: la fragmentación se produce en uniones macroscópicas o microscópicas en los límites de fase o de grano. El debilitamiento específico de las interfaces dentro del material permite una separación selectiva que es en gran medida independiente del grado de trituración. Como resultado, hay una alta liberación de materiales sin una trituración excesiva: tanto como sea necesario, a la vez que el mínimo posible.

Después de la fragmentación selectiva de materiales en medio líquido, los componentes con baja densidad (separador, membranas u otros plásticos) pueden eliminarse de la superficie del medio. Las fracciones de metal (colectores de corriente, carcasa) tienen tamaños más grandes tras la fragmentación que los materiales de los electrodos, por lo que su separación se realiza mediante simple tamizado. La dispersión residual se centrifuga para recuperar los materiales de los electrodos (óxidos metálicos de litio, grafito, carbonos nanoestructurados). Estos materiales pueden separarse, activarse y refinarse aún más para promover su reutilización en nuevas celdas o como alimentación para un reciclaje vía hidrometalúrgica más eficiente que las actuales, con menores cantidades de reactivos químicos. Este pretratamiento mecánico se ha probado a nivel de planta piloto en el Fraunhofer IWKS (61).

³ <https://relib.org.uk/>

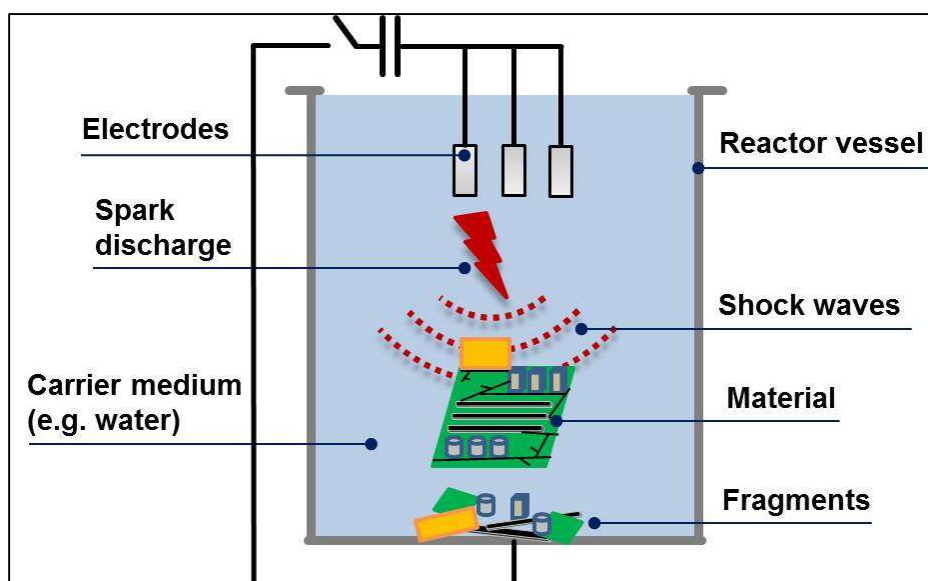


Figura 22. Esquema de la técnica de trituración por ondas de choque

5.2.3. Pretratamiento con disolventes (TRL 4)

Esta técnica emplea disoluciones y disolventes con el objetivo de separar los materiales activos de los colectores de corriente de Cu y Al. Los disolventes, como por ejemplo N-metil-2-pirrolidina, NMP, permiten retirar los aditivos denominados ‘binders’, que refuerzan la unión y el contacto de las hojas metálicas con los materiales del cátodo y del ánodo. Aunque la retirada del *binder* hace que aumente el rendimiento y la pureza de los metales recuperados, este proceso tiene algunos inconvenientes. Por un lado, el hecho de que el proceso tenga que llevarse a cabo a altas temperaturas para un disolvente orgánico (80-100°C) da lugar a un incremento de costes y genera residuos peligrosos. Además, requiere que la celda sea previamente descargada, desmantelada y cortada en pequeños trozos, lo que aumenta el tiempo de procesado (normalmente manual), y por tanto, un encarecimiento del procedimiento global (50).

5.2.4. Reciclado directo (TRL 4)

Esta estrategia de reciclaje es una de las que actualmente se postula como una prometedora alternativa a los procesos pirometalúrgicos e hidrometalúrgicos actuales, que generan grandes impactos ambientales. Su principal objetivo consiste en la recuperación de los materiales activos de los electrodos sin que se llegue a romper su estructura cristalina durante el proceso de reciclado, pasando por un proceso de recuperación, ‘*cathode healing*’, en inglés.

A pesar de que este método presenta importantes ventajas, como menor consumo de energía y de reactivos y menores costes de inversión, también tiene desventajas, como un importante componente de trabajo manual hasta llegar a la celda, además de que celdas que estén muy deterioradas no son susceptibles de ser recicladas. Por otro lado, aunque la técnica se puede aplicar a todas las químicas de baterías, no existe un protocolo unificado para todas ellas, sino que cada química requiere su propio proceso (62). Cabe mencionar un importante trabajo de

investigación que el grupo ReCell (Argonne)⁴ está llevando a cabo para disminuir y/o obviar el preprocesado manual. Se investiga de un lado sobre métodos de separación que permitan pasar por un proceso de trituración parecido a aquello de la vía hidrometalúrgica y del otro desarrollar procesos de *cathode healing* que permitan tratar cátodos de diferentes químicas a la vez (por ejemplo, NMC de diferentes composiciones).

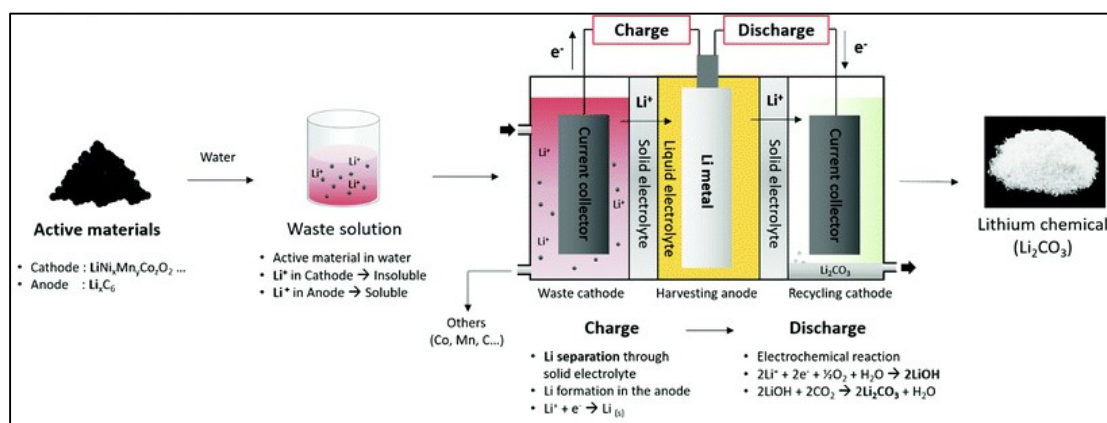
La principal ventaja de estas técnicas es que los materiales del cátodo pueden ser reintroducidos directamente como materiales activos en las gigafactorías, (*closed-loop recycling*), mientras que los del ánodo (Cu, grafito) se pueden usar para aplicaciones distintas de las baterías (*open-loop recycling*) (48). En la mayoría de los trabajos de investigación realizados hasta la fecha, el proceso del reciclado directo se realiza fundamentalmente de manera manual pasando por un desmantelamiento previo de hasta nivel de celda o incluso separando el ánodo del cátodo.

5.2.5. Métodos electroquímicos

Los métodos electroquímicos se han postulado recientemente como una prometedora alternativa tecnológica a explorar en el campo del reciclado de baterías, con el objetivo de encontrar una relativa alta selectividad con un consumo moderado de energía a un coste razonable. A continuación, se describen brevemente dos prometedores ejemplos.

Extracción electroquímica (TRL 4)

Este método se basa en la separación de Litio a partir de materiales activos de las baterías mediante el empleo de una membrana selectiva. En la Figura 23 se muestra el esquema de un ejemplo de proceso: el material activo del ánodo se disuelve en agua, formando LiOH(aq) . Durante el proceso de carga, el catión Li^+ disuelto pasa a través de un electrolito sólido permeable a estos cationes, a la vez que el pH va disminuyendo y el voltaje aumentando. Cuando este potencial excede al del material del cátodo en cuestión (variable según la química), comienza a ser posible la extracción de litio del material sólido del cátodo. Una vez finaliza la carga, material sólido depositado en forma metálica en el ánodo pasa a disolución durante la descarga en forma de LiOH(aq) . En este punto, el hidróxido reacciona con el CO_2 , generando directamente Li_2CO_3 , sin necesidad de ningún reactivo químico (50).



⁴ <https://recellcenter.org/>

Figura 23. Esquema general del proceso de extracción electroquímica de muestras de residuos de baterías de iones de litio pretratadas

Bombeo electroquímico (TRL 4)

Recientemente se ha estudiado el empleo de materiales faradaicos, aplicados en configuración de batería, como alternativa a la extracción de Litio convencional (63). Esta novedosa técnica se basa en la capacidad de este tipo de materiales, habitualmente empleados en baterías para almacenamiento energético (LFP, LMO), de intercalar y desintercalar iones de Litio en su estructura como resultado de reacciones REDOX. Para denominar a estos sistemas, surge el término de *celda de bombeo de iones electroquímicos (EIPC, en inglés, Electrochemical Ion Pumping Cell)*, en el que los electrodos de la celda electroquímica presentan elevada selectividad iónica. Así, su estructura se oxida y se reduce de forma reversible desprendiendo e intercalando iones de Litio de los electrodos de manera cíclica.

Los sistemas EIPC constan de dos depósitos donde se almacena el electrolito, dos electrodos, un separador de membrana y sistemas de circulación por bombeo, que permiten el flujo continuo de las disoluciones. Durante el proceso, los iones de Litio contenidos en una disolución (que contiene además otra/s especie/s iónica/s), se intercalan en un electrodo selectivo al mismo cuando se aplica una corriente eléctrica al sistema. A continuación, la disolución se reemplaza por otra de recuperación en la que, al invertir la polaridad, el litio será desintercalado de la estructura activa, obteniéndose así una disolución con elevada concentración de Litio. De esta manera, a través de ciclos continuos de captura y liberación consecutivos, se consigue lograr la separación de iones a gran escala.

Aun así, en esta tecnología va más allá del bombeo electroquímico, ya que los materiales faradaicos empleados como electrodos se emplean en forma semisólida, y, una vez preparados, son inyectados en el sistema. Al no llevar aglutinantes ni encontrarse adheridos a los colectores de corriente, al final de su vida útil dichas suspensiones pueden ser extraídas de las celdas y reinyectar nuevas. Esto permite poder reutilizar los materiales inactivos de la celda, tales como colectores de corriente, carcasas, membrana, separadores y juntas, reduciendo el coste al 95% con respecto a otra batería convencional en la que deben sustituirse todos los materiales y ser ensamblada nuevamente. A este tipo de sistemas se les ha denominado *Regenerative Electrochemical Ion Pumping Cell*, REIPC. En la Figura 24 se muestra ejemplo del dispositivo de laboratorio ensamblado para el testeo de esta tecnología.

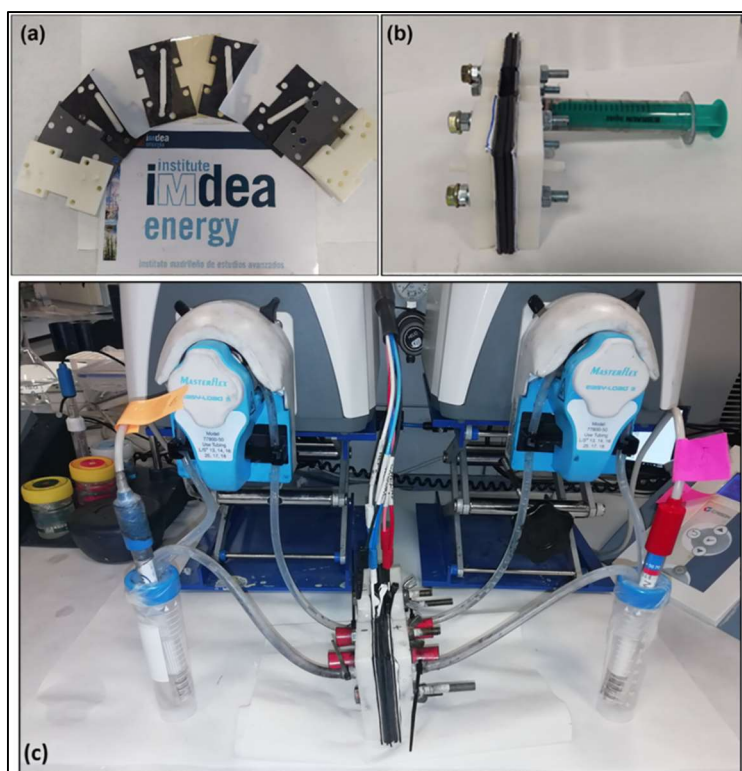


Figura 24. Dispositivo de laboratorio: (a) piezas de la celda, (b) método de inyección/extracción de los electrodos semisólidos y (c) sistema REIPC completo (63)

5.2.6. Biohidrometalurgia (TRL 5-6)

Los procesos biohidrometalúrgicos implican el empleo de microorganismos para el proceso de lixiviado para convertir los elementos objetivo del sistema en compuestos solubles mediante disolución selectiva de los mismos. Estos métodos permiten recuperar metales como litio, manganeso, cobre, aluminio, níquel y cobalto (49). Este tipo de procesos alternativo puede proporcionar un mayor rendimiento de recuperación incluso para una baja concentración de metales. Los principales factores que afectan a estas reacciones son: temperatura, pH, relación sólido-líquido, aireación del sistema y medio y nutrientes para la actividad de cada microorganismo. Existen estudios con muchos tipos diferentes de microorganismos, que genera ácidos orgánicos durante su fase de crecimiento, y cuyo mecanismo de lixiviación es bastante similar a los procesos convencionales en los que se emplean ácidos.

Las principales ventajas de este tipo de procesos se basan en que conllevan menores costes de operación, consumo de agua y energía, a la vez que los residuos generados son menos peligrosos respecto a otros métodos convencionales. Sin embargo, los largos tiempos de reacción, la compleja naturaleza de las muestras y la contaminación de las muestras, entre otros, son factores en contra de esta tecnología.

A pesar de que en los últimos años han aumentado considerablemente las investigaciones relacionadas con la biohidrometalurgia, a nivel de aplicación en la industria aún no se ha llegado a implantar estos procesos. Los TRLs más elevados alcanzados (5-6) se centran en el reciclado de residuos electrónicos y PCBs, en los que no se recupera Litio. No obstante, precisamente el hecho de que ya se haya llegado a estos niveles de implementación allana el camino para la aplicación

de los mismos adaptados para el reciclado de baterías de iones de litio, con recuperación de Litio (64).

5.2.7. Froth-flotation (TRL 4)

Esta tecnología de reciclado se basa en un método usado en minería durante mucho tiempo, y consiste en la separación selectiva de los materiales hidrofóbicos (grafito del ánodo) e hidrofílicos (óxidos metálicos del cátodo) presentes en las mismas. Según algunos estudios (65), más del 90% de los materiales del ánodo se recuperan en la fracción espumosa sobrenadante, aunque también pasan entre un 10-20% de materiales del cátodo, por lo que el grafito recuperado no es de gran calidad. Sin embargo, aunque el rendimiento de la fracción del cátodo se ve disminuida, su pureza es mayor que la del ánodo, y ésta se ve influenciada por la química de las muestras de partida y su proceso de molienda.

Al ser el grafito una materia prima crítica, el aumento en la eficiencia de separación entre materiales del ánodo y del cátodo se convierte en uno de los puntos críticos hacia dónde dirigir los esfuerzos en la investigación de esta técnica. En este sentido, se están realizando estudios destinados a aumentar la hidrofobicidad del grafito presente en las baterías gastadas, que se ve reducida debido a la modificación de su superficie durante su vida útil (66).

5.2.8. Extracción con fluidos supercríticos (TRL 4)

Esta técnica de reciclado de LIBs consiste en un tipo de extracción en el que se emplea un fluido en condiciones de presión y temperatura por encima de su punto crítico. En estas condiciones, las características de este tipo de fluidos son híbridas entre el comportamiento típico de gases y de líquidos. Así, presentan las ventajas de los líquidos en los procesos de extracción, facilitando la disolución de los solutos, a la vez que su comportamiento como gas permite una más fácil separación de la matriz, dando lugar a un proceso más rápido, eficiente y selectivo que una extracción líquido-líquido convencional. Aunque existen diversos tipos de compuestos que se usan comúnmente en su estado supercrítico, en el caso del reciclado de baterías el más habitual en la literatura es el CO_2 ($T_{\text{crítica}}^{\circ}\text{C}$: 304,1 K, $P_{\text{crítica}}^{\text{MPa}}$: 7,38 MPa).

El empleo de fluidos supercríticos en este campo presenta dos objetivos principales:

- aumentar la efectividad y rapidez en la extracción de los materiales activos del cátodo, como por ejemplo el Cobalto, además, de optimizar la reducción del empleo de extractantes adicionales (67), o ...
- recuperar el electrolito y los aglutinantes (compuestos orgánicos que mejoran la adhesión del colector de corriente al material activo del cátodo) contenidos en las baterías, que actualmente no se recupera en los procesos industriales. La recuperación de estos componentes de las baterías facilita, a su vez el posterior proceso de extracción de los metales activos del cátodo, mejorando la eficiencia de reciclado en general (68).

5.2.9. Calcinación con sulfatos (TRL 4)

Esta tecnología consiste en una ruta de extracción de Litio previa a la obtención del resto de metales del cátodo. Para ello, se realiza un tratamiento térmico con sulfatos (KHSO_4 , $\text{NaHSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$), normalmente en una atmósfera controlada (ej.: SO_2 - O_2 -Ar) a temperaturas alrededor de los 700°C [1]. Una vez finalizado el tratamiento térmico, la fase formada, Li_2SO_4 , es

separada del resto de componentes mediante lixiviación en agua, y posteriormente se precipita con K_2CO_3 o Na_2CO_3 .

Mediante esta técnica, se lleva a cabo una separación selectiva de los metales presentes en las baterías de químicas más comunes, como por ejemplo NMC: Li_2SO_4 , soluble, del resto de óxidos (Ni, Co y Mn), insolubles. Además, el litio se retira de la mezcla en primer lugar, por lo que se evitan pérdidas durante el resto del proceso. Al ser un proceso estudiado a escala de laboratorio, aún queda investigación por realizar de cara a su posterior escalado. Entre los principales objetivos, está el estudio de diferentes aditivos de calcinación, evaluación de la eficiencia de la conversión, eficiencia energética, viabilidad ambiental y económica (48).

Además de la recuperación de litio en las primeras etapas, esta técnica de reciclado también ha sido estudiada con resultados prometedores para la recuperación de grafito de las LIBs (69).

5.2.10. Recuperación de grafito (TRL 4)

El grafito contenido en el ánodo de las baterías de Iones de litio oscila entre un 12 y un 21% del peso total de la batería, y contiene además metales, electrolitos inflamables, aglutinantes, etc. (70). Aunque este componente se ha mencionado en varias ocasiones a lo largo del capítulo, en esta sección se pretende dar una idea más concreta del estado del arte de su reciclado.

Tradicionalmente, los métodos de reciclado de baterías no se han centrado en el grafito, por ser una materia prima relativamente barata respecto al resto de materiales de la batería y difícil de recuperar. De hecho, en algunos procesos de reciclado se pierde durante algún paso de calcinación, y en otros, se aprovecha para usarlo como fuente de energía y agente reductor.

Sin embargo, aunque el grafito está clasificado en la UE como una materia prima crítica y está presente en la composición de todas las baterías de Iones de litio, el principal productor es China. Es por ello por lo que en los últimos años está cobrando mayor importancia las investigaciones enfocadas a la recuperación del grafito contenido en el ánodo de este tipo de baterías (Fig. 5).

El primer paso en la recuperación de grafito consiste en la separación de éste del resto de componentes de las baterías de la manera más efectiva posible. De las técnicas expuestas en la presente ITP, dos de las más prometedoras en este sentido son *froth flotation* y calcinación con sulfatos. Tras aislar dicha fracción, el siguiente paso consiste en eliminar la máxima cantidad de *binder* presente, con el objetivo de facilitar la liberación y aumentar la separación del grafito.

Actualmente, la disolución química y los procesos térmicos son los más ampliamente aplicados para tal propósito. Tras los pasos preparativos descritos, se presentan dos caminos, diferentes, pero no excluyentes, para la recuperación propiamente dicha del grafito: regeneración directa para ser utilizado de nuevo como material para la fabricación de baterías de iones de litio (*closed loop recycling*) o para la producción de otros materiales funcionales (*open loop recycling*). Aunque a priori la segunda vía se postula como más beneficiosa tanto desde el punto de vista económico y medioambiental, la demanda de grafito regenerado para la fabricación de baterías de iones de litio es mayor que para la vía alternativa (71).

En una comparación realizada recientemente entre diferentes procesos de regeneración de grafito procedente del reciclado de baterías de iones de litio (nueve métodos de reciclaje), se estudiaron algunos de los principales indicadores de impacto ambiental basados en el análisis del ciclo de vida (LCA): calentamiento global, agotamiento potencial de la capa de ozono, ecotoxicidad, eutrofización y acidificación. Mediante este estudio, se demostró que la

hidrometalurgia y la pirometalurgia integradas dan resultados medioambientalmente más favorables (72).

En definitiva, la combinación del análisis económico y con la evaluación del ciclo de vida (LCA), proporciona una comparación detallada de los beneficios económicos y ambientales entre la regeneración de grafito y la producción de otros materiales funcionales.

5.3. Consideraciones finales

La complejidad de las baterías de iones de litio, tanto en los diferentes componentes químicos activos como en los inactivos, dificulta en gran medida el establecimiento de un procedimiento de reciclaje sólido y genérico para todos los tipos de baterías. Además, es un campo en constante cambio y desarrollo, por lo que las baterías que se comercialicen dentro de 5, 10 o 15 años pueden diferir bastante de las que se ponen en el mercado actualmente. Así, las técnicas de reciclado de estas deberán ir adaptándose a todos los cambios venideros.

En el presente capítulo se ha considerado el nivel de establecimiento industrial (TRL 7-9) como criterio para la exposición del estado del arte, y los niveles de laboratorio y planta piloto (TRL 4-6) para el caso de los nuevos desarrollos y tendencias en las técnicas de reciclaje de baterías de vehículos eléctricos. Así, se puede establecer una diferenciación entre el enfoque académico y la realidad industrial, siendo la pirometalurgia, hidrometalurgia o una combinación de ambos métodos las principales tecnologías de reciclaje industrial actuales.

A pesar del reciente aumento de publicaciones con respecto al tema del reciclaje de baterías de iones de litio, la mayoría de los métodos propuestos todavía se basan en experimentos a escala de laboratorio. Mientras que, en condiciones de investigación, la mayoría de los parámetros, productos químicos o procesos se pueden elegir libremente, la transferencia de aplicabilidad a procesos con TRL más elevado puede no ser posible, o al menos, ser bastante difícil. Especialmente en el aumento de escala de productos químicos, por ejemplo, para lixiviación, se deben considerar el coste que conlleva y la seguridad. Por otro lado, las altas demandas de energía, debido a las elevadas temperaturas de trabajo, los largos tiempos de procesamiento o las altas presiones, pueden interferir con la ampliación exitosa de un proceso. Lo mismo ocurre con los altos costes operativos (OPEX) relacionados con el consumo de gas, especialmente en las circunstancias geopolíticas actuales, o con los componentes especiales necesarios para la extracción (71).

Por lo tanto, un análisis crítico de los procesos a escala de laboratorio y los procedimientos sugeridos siempre deben acompañar estos desarrollos. Posteriores análisis prospectivos y de ciclo de vida del escalado de los procesos también serán determinantes a la hora de decantarse por un método u otro.

6. EFICIENCIA ENERGÉTICA DEL RECICLADO DE BATERÍAS DE IONES DE LITIO Y ACV (ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA)

6.1. Definición del objetivo y alcance

En España, el sector de transporte en general consume cerca de 40% de la energía total y produce aproximadamente el 27,7% de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) del país. En este contexto, los coches eléctricos son clave para reducir las emisiones de GEI y cumplir con los ambiciosos Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) y la neutralidad climática en 2050 establecida en el Pacto Verde Europeo (73).

Sin embargo, la creciente introducción de los vehículos eléctricos en el sector implica una mayor demanda de las baterías de tracción y, por lo tanto, es fundamental centrarse en la gestión de estas baterías al final de su vida útil, el reciclaje y la recuperación de sus distintos componentes, en especial los clasificados por la UE como materiales críticos (como por ejemplo cobalto, litio y grafito).

El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es una herramienta de gestión ambiental utilizada para identificar los potenciales impactos ambientales asociados a un producto, proceso o actividad durante todo su ciclo de vida: en el caso de un producto, desde la extracción de las materias primas, hasta la gestión del producto al final de su vida útil. El ACV, además, permite cuantificar el uso de materiales, agua y energía (entradas), así como emisiones y residuos (salidas).

Debido a su capacidad para analizar el impacto ambiental de cada fase del ciclo de vida, el ACV se ha utilizado ampliamente para evaluar el desempeño ambiental de las baterías de iones de litio (74), no solo como instrumento para mejorar la etapa de producción y optimizar los procesos de reciclaje, sino también para facilitar la adopción de medidas y acciones más adecuadas desde una perspectiva ambiental (75). Aunque se reconoce la importancia del reciclaje de las baterías de vehículos eléctricos, se requieren más esfuerzos en el análisis cuantitativo desde un punto de vista de ciclo de vida, con el objetivo de mejorar la sostenibilidad y eficiencia energética de estos procesos.

Este capítulo presenta una comparación de las vías de reciclaje de baterías de iones de litio desde una perspectiva de ciclo de vida. Concretamente desarrolla la metodología de ACV para su aplicación en los procesos pirometalúrgico, hidrometalúrgico y el reciclaje directo. El principal objetivo es estudiar los requerimientos energéticos de los procesos de reciclaje de las baterías de iones de litio con el fin de identificar, entre materiales y combustibles empleados, cuáles son las principales contribuciones al consumo energético.

Así mismo, se pretende obtener información sobre como estos procesos afectan al cambio climático durante todo el ciclo de vida en el contexto de España. Se analizan diferentes escenarios en función de la tecnología de reciclado, la modalidad de simulación para calcular los datos de salida y la química de la celda. Además, al final del capítulo se realiza un análisis de coste-beneficio de una planta de reciclaje estimando su rentabilidad en función de la mezcla de diferentes químicas en entrada.

Para las organizaciones es beneficioso disponer de información lo más detallada posible sobre los posibles impactos ambientales de sus productos, procesos o actividades, y así guiar la implementación de medidas efectivas (76).

Los resultados de este estudio pueden ser de ayuda para la industria y las administraciones competentes a comprender mejor la viabilidad medioambiental del reciclaje de baterías de iones de litio, proporcionando la información necesaria para promover una industria de reciclaje hacia un modelo más eficiente y medioambientalmente responsable.

Para realizar este ACV se ha empleado el modelo EverBatt 2020, desarrollado por el Laboratorio Nacional de Argonne (ANL) de EE.UU., que permite identificar y evaluar las implicaciones ambientales de los procesos de reciclaje. Este modelo, basado en información de costes y cantidad de material del modelo Battery Performance and Cost (BatPaC) y en datos de energía e impacto ambiental del modelo Greenhouse gases, Regulated Emissions, and Energy use in Transportation (GREET), ambos también desarrollados por el Laboratorio de Argonne, incluye el flujo de materiales y energía en el proceso, los equipos empleados, el rendimiento del proceso y la ubicación geográfica (77). El contexto geográfico considerado en este estudio es España y, por este motivo, se ha considerado el mix de generación eléctrica español del año 2020 (Tabla 9).

Tabla 9 Generación eléctrica en España según la fuente IEA (78)

Fuente	Electricidad (GWh)	%
Carbón	5.980	2,3%
Petróleo	11.136	4,3%
Gas natural	69.388	26,5%
Biocombustibles	4.958	1,9%
Residuos	1.716	0,7%
Nuclear	58.279	22,2%
Hidroeléctrica	33.888	12,9%
Solar fotovoltaica	15.552	5,9%
Eólica	56.273	21,5%
Otras fuentes	134	0,1%
Solar térmica	4.992	1,9%
Generación total (2020)	262.296	100,0%

El módulo de reciclaje de baterías en EverBatt considera los procesos relativos a la recuperación de materiales de las baterías gastadas en formas utilizables (77) y permite obtener resultados en base a dos modalidades de simulación:

- *Default GREET*: Considera que los requerimientos de materiales y energía son obtenidos de literatura, patentes y opiniones de expertos. Además, los materiales recuperados se calculan en función del proceso de reciclaje, la cantidad de cada material en la materia prima y la eficiencia de reciclado.
- *Default builder*: Considera la potencia requerida por cada equipo empleado a la hora de calcular la demanda total de electricidad del proceso.

En la Tabla 10 se resumen los escenarios estudiados en este informe.

Tabla 10 Escenarios estudiados (elaboración propia)

Escenario	Química	Proceso de reciclaje	Simulación empleada
1	Genérica	Pirometalúrgico	Default GREET
2	Genérica	Hidrometalúrgico	Default GREET
3	Genérica	Directo	Default GREET
4	Genérica	Pirometalúrgico	Default builder
5	Genérica	Hidrometalúrgico	Default builder
6	Genérica	Directo	Default builder
7	NMC (111)	Hidrometalúrgico	Default GREET + (Jiang et al., 2022)
8	LFP	Hidrometalúrgico	Default GREET + (Jiang et al., 2022)
9	NMC (111)	Directo	Default GREET + (Jiang et al., 2022)
10	LFP	Directo	Default GREET + (Jiang et al., 2022)

En los 4 últimos escenarios se estudian los procesos hidrometalúrgico y directo llevados a cabo por separado para las químicas NMC (111) y LFP, empleando reactivos químicos adecuados para la química a tratar. La elección de estas dos químicas está relacionada con el hecho de que las baterías NMC (111) fueron las primeras en producirse y, consecuentemente, serán las primeras en llegar a la industria de reciclado. Las baterías LFP, por otro lado, serán una válida alternativa a las otras químicas en el sector de la automoción.

La Figura 25 muestra la tipología de baterías de vehículos eléctricos introducidas en el mercado desde 2017, por grupo constructor. Se puede observar cómo en 2017, la mayoría de los vehículos eléctricos vendidos utilizaban baterías de la química NMC (111). Sin embargo, a partir de 2019 se observa un cambio hacia otras químicas como la LFP y NMC (532) y NMC (622). Esto se debe a la tendencia a reducir el contenido de cobalto en el cátodo de las baterías de iones de litio por su alto coste y las problemáticas ambientales y sociales asociadas a su extracción.

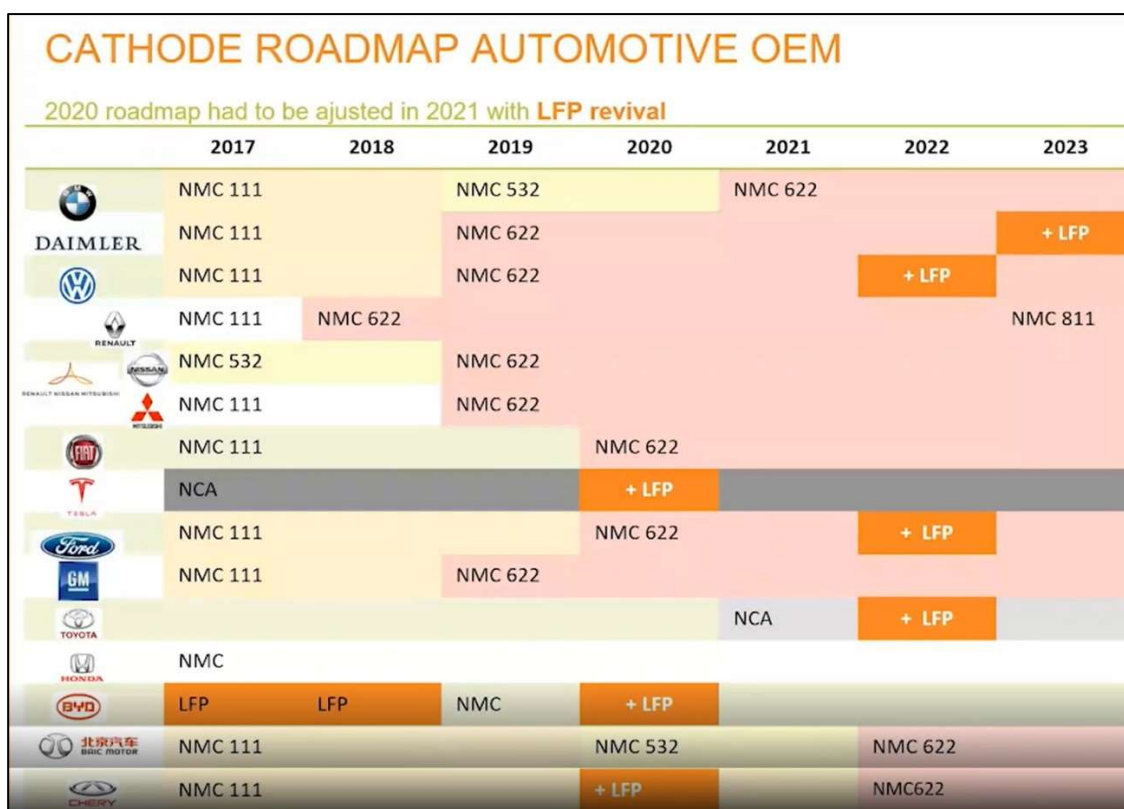


Figura 25 Hoja de ruta de los cátodos para baterías de tracción (Avicenne Energy, 2022)⁵

Se ha estimado que, asumiendo un desarrollo tecnológico progresivo, para 2030 la demanda de cátodos de NMC predominante será NMC (811), tal y como se muestra en la Figura 26 (79).

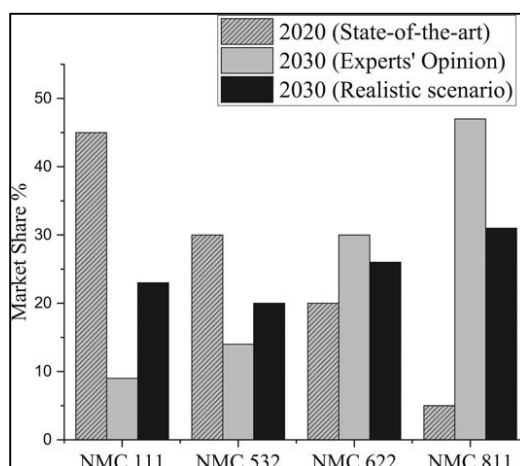


Figura 26 Estimación de cómo va a evolucionar el mercado de las baterías NMC en el periodo 2020-2030 (79)

⁵ Presentación de Avicenne Energy en Conferencia aabc Europe 13-15 Junio de 2022.

Actualmente, la industria del reciclaje de baterías de iones de litio se centra en la recuperación de materiales valiosos, principalmente cobalto, cobre y níquel a partir de una mezcla de diferentes químicas.

Se estima que el 21% del total de baterías de iones de litio que entran en una planta de reciclaje debe ser de la química LCO para que sea económicamente rentable (80). La química LCO es la que se encuentra principalmente en pequeños aparatos eléctricos y aplicaciones portátiles.

Se espera que, con el aumento del volumen de las baterías de tracción y la tendencia a disminuir el contenido de cobalto en el cátodo, la industria del reciclaje tendrá que adaptarse y racionalizar sus procesos para hacerlos más eficientes, sostenibles y rentables (80).

Everbatt evalúa el uso total de energía, el consumo de agua y las emisiones de contaminantes atmosféricos y GEI. Para poder convertir los datos de salida de emisiones a indicadores de categoría de impacto, se ha empleado la metodología de evaluación de impactos ambientales *Environmental Footprint* (EF) recomendada por la *European Platform of Life Cycle Assessment* (81). Se ha elegido la categoría de impacto de cambio climático ya que está directamente relacionada con el consumo energético.

En este estudio se incluye tanto el ciclo de vida de los procesos de reciclaje de las baterías, como el ciclo de vida de las materias primas y combustibles empleados. En el caso de los 4 últimos escenarios, donde se ha considerado información procedente del trabajo de Jiang et al. (82), que emplea materiales que no están incluidos en el modelo EverBatt, se ha utilizado la herramienta informática de ACV SimaPro (83) y la base de datos de Ecoinvent (84) para calcular los impactos y la demanda de energía asociados a estos materiales. En la Figura 27 se definen las fronteras del sistema consideradas en este ACV.

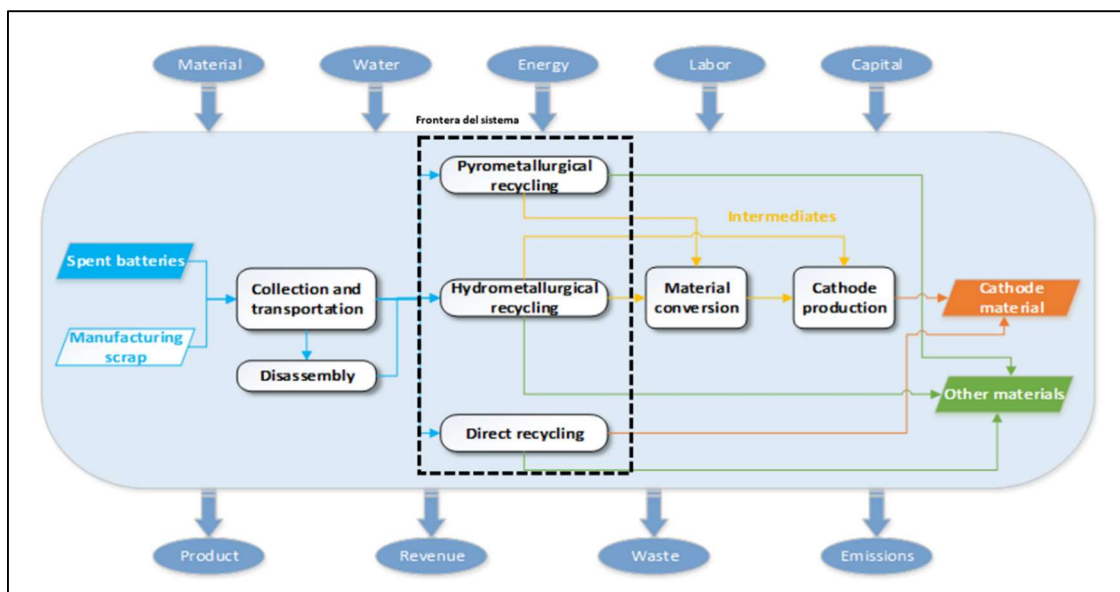


Figura 27 Fronteras del sistema consideradas en el presente estudio de ACV (adaptado de EverBatt, 2020)

Como se ha mencionado en el capítulo 5, el desmantelamiento de las baterías es una etapa esencial en el proceso de reciclado y en todas las vías de reciclaje se emplea algún proceso mecánico para facilitar los tratamientos posteriores. El proceso pirometalúrgico acepta módulos intactos como alimentación (85). Por el contrario, en el reciclaje directo e hidrometalúrgico las

baterías deben pasar primero por una fase mecánica de trituración. Sin embargo, tanto la etapa de descarga como el desmantelamiento del pack de baterías se excluyen del ámbito del estudio y este ACV se modela a nivel de celdas, visto que los datos acerca del reciclaje de otros componentes de la batería son todavía escasos. De la misma manera, quedan excluidas las fases de recogida y transporte de las baterías usadas desde el punto de su último uso hasta el reciclador final.

La unidad funcional considerada en este estudio, que es el parámetro de referencia a partir del cual se cuantifican los datos de entrada y salida, es 1 kg de celda.

Cabe resaltar que en este estudio se considera un ciclo de reciclaje abierto (*open-loop recycling*), lo que quiere decir que los materiales recuperados en cada proceso pueden ser empleados para otra finalidad distinta a la producción de nuevas baterías. Por esta razón, no se ha considerado la asignación de cargas ambientales a estos materiales recuperados.

6.2. Inventario de Ciclo de Vida (ICV)

La masa de la celda representa un 50-65% de la masa total de las baterías (86) y está formada por cátodo, ánodo, separador, electrolito, colector de corriente y carcasa. Los materiales más valiosos están presentes en la celda y es donde se encuentran los metales considerados como críticos (litio, cobalto, níquel o manganeso). En este ACV, para evaluar los posibles impactos ambientales del reciclaje de baterías de iones de litio se estudian dos químicas de celda: NMC (111) y LFP. La composición de cada una de las celdas proviene de EverBatt y se muestra en la Tabla 11.

Tabla 11 Composición de las celdas estudiadas (% en masa) (EverBatt, 2020)

Material	Celda Pouch NMC (111)	Celda Pouch LFP
Material activo: NMC (111)	38,8%	0,0%
Material activo: LFP	0,0%	38,2%
Grafito	20,0%	19,8%
Carbon black	0,8%	0,8%
Binder: PVDF	0,8%	0,8%
Binder: ánodo	1,1%	0,4%
Cobre	16,8%	15,9%
Aluminio	8,5%	8,3%
Electrolito: LiPF ₆	1,7%	2,1%
Electrolito: EC	4,6%	5,8%
Electrolito: DMC	4,6%	5,8%
Plástico: PP	1,6%	1,5%
Plástico: PE	0,4%	0,3%
Plástico: PET	0,3%	0,3%
Acero	0,0%	0,0%

En el Inventario del Ciclo de Vida (ICV) se incluyen los flujos de materias primas y energía para cada proceso de reciclaje en función de la unidad funcional considerada y según las fronteras del sistema definidas en este estudio. En los 6 primeros escenarios, se utilizan los valores por defecto de EverBatt (versión 2020)⁶ que se basan en literatura, patentes y opiniones de expertos (77). Sin embargo, una limitación del modelo es que no tiene en cuenta la química a la hora de calcular los requerimientos de materiales para los diferentes procesos de reciclaje y, por lo tanto, en los resultados de salida únicamente se obtienen pequeños cambios en la energía total consumida y en las emisiones de CO₂, que se deben a la composición de la celda. En este sentido, los requerimientos de materiales son iguales para los mismos procesos de reciclaje.

Dado que se pretende, además, estudiar el reciclaje de las químicas NMC (111) y LFP por separado, para los procesos hidrometalúrgico y directo, se evaluaron 4 escenarios empleando el modelo EverBatt y adoptando los datos de inventario para materiales y energía de (82). De acuerdo con esta referencia, para el proceso hidrometalúrgico, los datos de inventario son primarios y provienen de empresas de reciclaje ubicadas en China, uno de los países que tiene la cadena de suministro de baterías de iones de litio más desarrollada. Sin embargo, para el reciclaje directo, como es un proceso que todavía no funciona a escala industrial, se obtienen datos de la literatura publicada.

Las Tabla 12 y 13 recogen los datos de entrada para los diferentes escenarios.

⁶ Argonne National Laboratory (2020). EverBatt. En *What's new in EverBatt 2020?* (Versión 2020). <https://www.anl.gov/amd/everbatt>

CON EL APOYO DE:



PTR2020-001201

Tabla 12 Requisitos de materiales para cada escenario según la vía de reciclaje y simulación empleada en EverBatt (Elaboración propia)

Material (kg/kg de batería gastada)	Simulación empleada en EverBatt						
	Default GREET / Default Builder			Default GREET + (Jiang et al., 2022)			
	Pirometalúrgico Escenarios 1 y 4	Hidrometalúrgico Escenarios 2 y 5	Directo Escenarios 3 y 6	Hidrometalúrgico Escenario 7	Hidrometalúrgico Escenario 8	Directo Escenario 9	Directo Escenario 10
Ácido Cítrico							7,00E-03
Ácido Clorhídrico	2,10E-01	1,20E-02		2,59E-01			
Ácido Sulfúrico		1,08E+00		9,12E-01	2,25E-01		
Arena	1,50E-01						
Carbonato de calcio	3,00E-01						
Carbonato de Litio						3,75E-03	3,00E-03
Carbonato de Sodio		2,10E-02		2,24E-02	1,71E-01		
Clorato de Sodio				1,41E-04	4,43E-03		
Cloruro de Sodio				7,35E-03	7,69E-03	7,35E-03	7,69E-03
Coque	2,70E-01						
Fosfato de Trifenilo				6,47E-05			
Hidróxido de Calcio					4,72E-03		
Hidróxido de Litio			5,00E-02			4,40E-02	2,20E-02
Hidróxido de Sodio		3,13E-01	1,50E-02	6,54E-01	7,03E-03		
Óxido de Calcio			3,00E-02				
Peróxido de Hidrógeno	6,00E-02	3,66E-01			4,92E-02		
Queroseno				3,24E-04			
Agua (gal/kg de batería gastada)		1,00E+00	1,00E+00	1,71E+00	5,50E-01		

Tabla 13 Requerimientos energéticos para cada escenario analizado (Elaboración propia)

Necesidades de energía (MJ/kg de batería gastada)	Simulación empleada en EverBatt									
	Default GREET			Default builder			Default GREET + (Jiang et al., 2022)			
	Pirometalúrgico	Hidrometalúrgico	Directo	Pirometalúrgico	Hidrometalúrgico	Directo	Hidrometalúrgico	Hidrometalúrgico	Directo	Directo
	Escenario 1	Escenario 2	Escenario 3	Escenario 4	Escenario 5	Escenario 6	Escenario 7	Escenario 8	Escenario 9	Escenario 10
Gasóleo	6,00E-01	6,00E-01	6,00E-01	6,00E-01	6,00E-01	6,00E-01				
Gas natural	1,00E+00	1,00E+00	5,00E-01				2,70E+00	8,45E-01	2,00E+00	6,00E-01
Electricidad	1,11E+00	1,25E-01	6,00E+00	4,68E+00	5,99E+00	7,90E+00	1,66E+00	2,11E+00	1,44E+00	1,06E+00

PTR2020-001201

Se supone que las plantas de reciclaje, para los tres procesos, funcionan en continuo 320 días al año y 20 horas al día con una capacidad de procesamiento de 10.000 toneladas de celdas al año. En todos los procesos de reciclaje se considera que no se reciclan los residuos de fabricación de las baterías ni tampoco las celdas rechazadas.

Los materiales de entrada de los escenarios de 1 a 6 son idénticos para cada proceso de reciclaje y únicamente difieren entre sí en los requerimientos energéticos (electricidad y gas natural), tal y como se recoge en la Tabla 13. El diésel se utiliza como combustible en una pala cargadora, en los tres procesos de reciclaje, para transportar las baterías en las plantas de reciclaje que trabaja con un pack de baterías de 300kg durante 15 minutos. Se supone un consumo de 20 litros/hora, de acuerdo a Dai et al. (2019) (77).

En el capítulo 5 se recoge una descripción en detalle de las tres vías de reciclaje evaluadas, si bien, en los siguientes subapartados y en las Figura 28-31 se esquematizan los procesos unitarios considerados para el ACV de los procesos pirometalúrgico, hidrometalúrgico y reciclaje directo. Los rectángulos azules representan los equipos empleados en cada etapa, mientras que los verdes indican los productos recuperados; los naranjas, los residuos generados.

CON EL APOYO DE:



PTR2020-001201

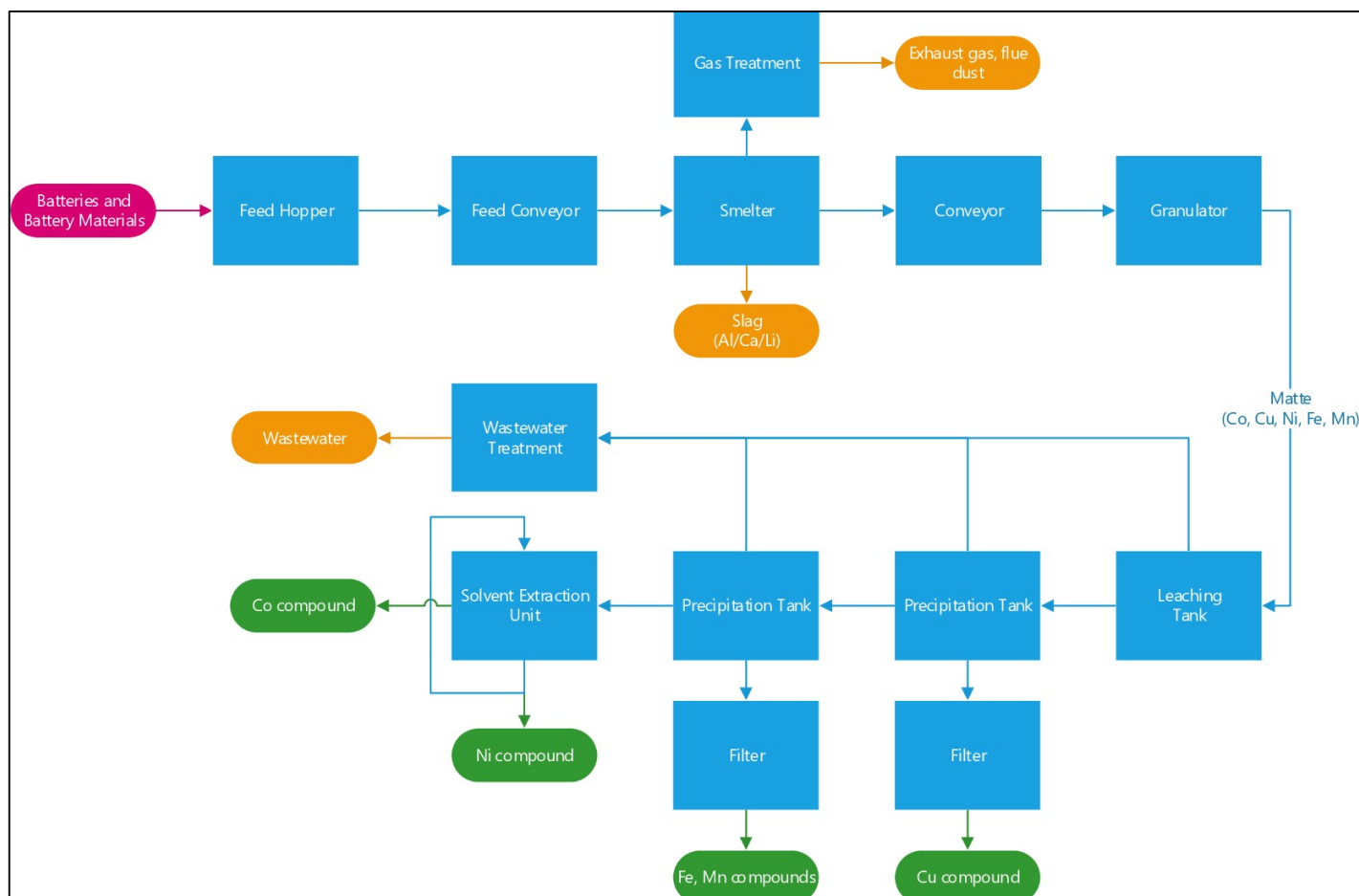


Figura 28 Diagrama del proceso de reciclaje pirometalúrgico. (EverBatt, 2020)

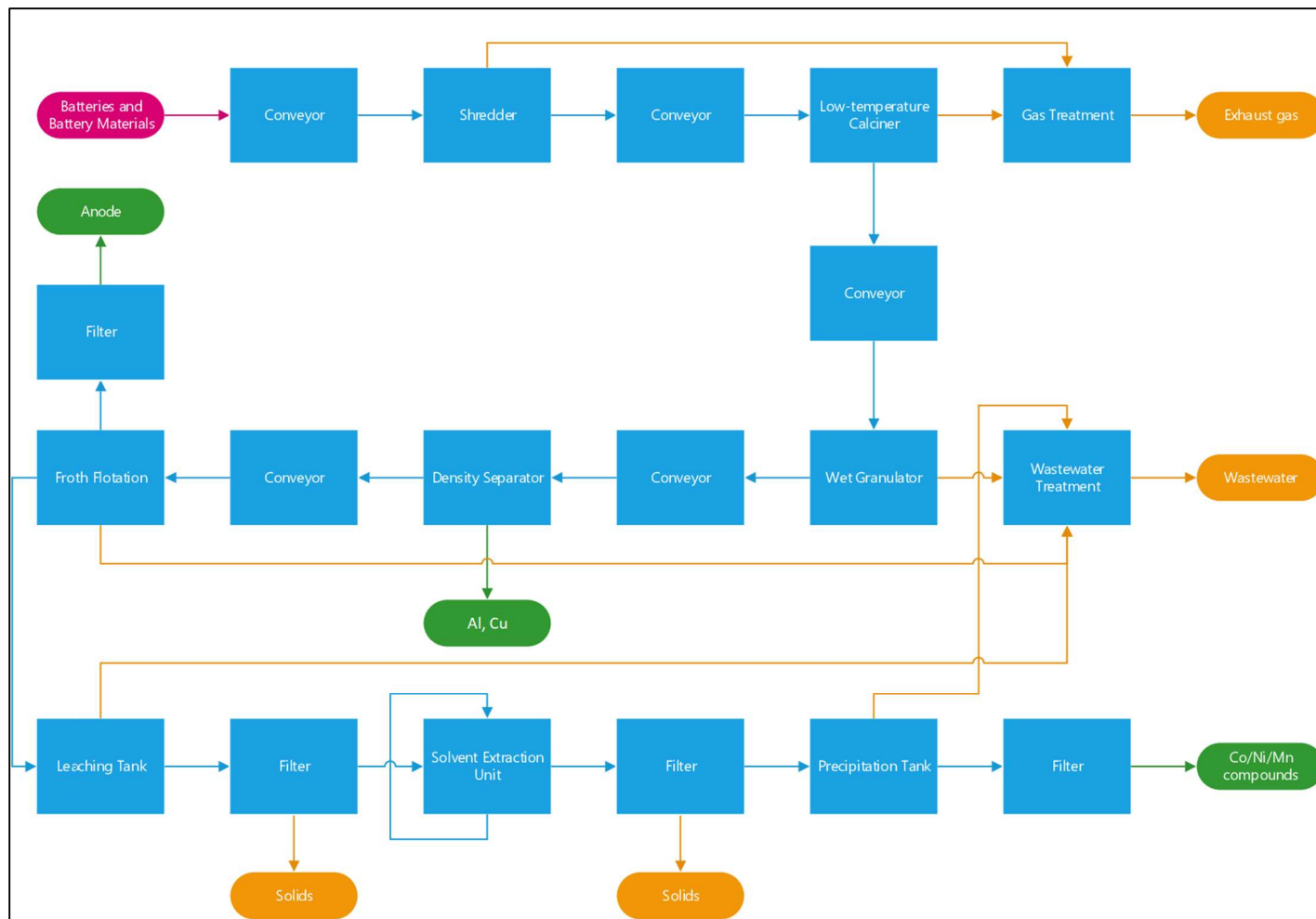


Figura 29 Diagrama del proceso de reciclaje hidrometalúrgico. (Adaptado de EverBatt, 2020)

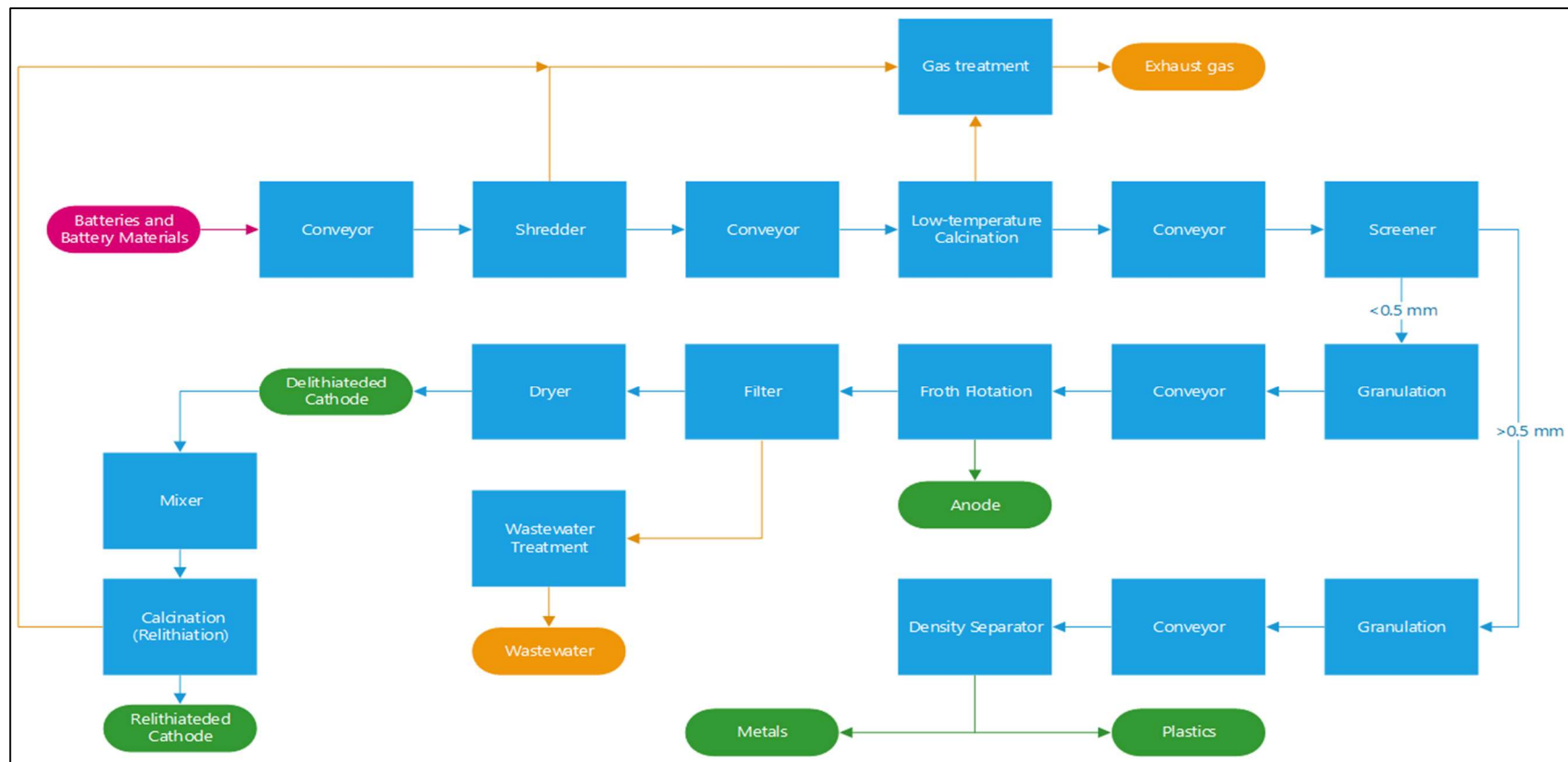


Figura 30 Diagrama del proceso de reciclaje directo. (EverBatt, 2020)

PTR2020-001201

La Tabla 14 resume el destino de los materiales de las baterías recicladas después de pasar por cada uno de los procesos de reciclaje descritos.

Tabla 14 Destino de los materiales según cada proceso de reciclaje (adaptado de EverBatt, 2020)

	Pirometalúrgico Escenarios 1 y 4	Hidrometalúrgico Escenarios 2, 5, 7 y 8	Directo Escenarios 3, 6, 9 y 10
Materiales catódicos activos	Reciclar	Reciclar	Reciclar
Grafito	Quemar para obtener energía	Reciclar	Reciclar
Cobre	Reciclar	Reciclar	Reciclar
Aluminio	Vertedero	Reciclar	Reciclar
Hierro	Reciclar	Reciclar	Reciclar
Plásticos	Quemar para obtener energía	Quemar para obtener energía	Reciclar
Electrolito	Quemar para obtener energía	Quemar para obtener energía	Quemar para obtener energía
Carbon black	Quemar para obtener energía	Vertedero	Quemar para obtener energía
PVDF	Quemar para obtener energía	Quemar para obtener energía	Quemar para obtener energía

6.2.1. Recuperación de materiales

Las diferentes rutas de reciclaje también se caracterizan por las diferentes salidas generadas y por las distintas capacidades de recuperación de los materiales las baterías de iones de litio. El proceso pirometalúrgico se limita a la recuperación del cobre, hierro y de los valiosos cobalto y níquel. Sin embargo, la vía hidrometalúrgica amplía la recuperación a litio, manganeso, aluminio e incluso a grafito. El reciclaje directo, por otra parte, permite potencialmente la recuperación directa del material activo del cátodo, con importantes beneficios económicos (que se evaluarán en el apartado 6.5 de análisis coste-beneficios) y de sostenibilidad. La Tabla 15 resume los materiales recuperados según el proceso de reciclaje.

Tabla 15 Materiales recuperados según el proceso de reciclaje (adaptado de Dai et al., 2019)

Proceso Pirometalúrgico	Proceso Hidrometalúrgico	Reciclaje Directo
Compuestos de cobre	Cobre	Cobre
Compuestos de hierro	Aluminio	Aluminio
Compuestos de cobalto	Grafito	Grafito
Compuestos de níquel	Carbonato de litio	Plásticos
	Compuestos de cobalto	Material activo: NMC (111)
	Compuestos de níquel	Material activo: LFP
	Compuestos de manganeso	

6.2.2. Hipótesis y simplificaciones

En este ACV se han considerado una serie de simplificaciones y correcciones, basadas en bibliografía científica y opiniones de expertos:

- Los procesos de reciclaje de baterías actualmente se llevan a cabo con una mezcla de diferentes químicas. Aun así, EverBatt a la hora de modelizar los diferentes procesos de reciclaje no tiene en cuenta la capacidad de los equipos ni tampoco el % de recuperación o los requerimientos energéticos y materiales que pueden verse afectados por las mezclas. Para simplificar el ACV, se ha considerado como química genérica a reciclar la **NMC (111)**.
- El uso del **coque** en el proceso pirometalúrgico y la cantidad empleada se ha calculado a partir de datos bibliográficos (87–89).
- En el escenario 7, Jiang et al. (82) consideraron el uso de dos sustancias extractoras (P204 y P507) que se emplean en el proceso de reciclaje hidrometalúrgico de baterías NMC (111) para obtener compuestos de níquel y cobalto. En este caso, se considera **fosfato de trifenilo** como extractor genérico.

Además, se han corregido algunos déficits identificados en el modelo EverBatt:

- En el proceso pirometalúrgico, el modelo considera el uso de un equipo (*Smelter*) para el proceso de calcinación; sin embargo, por defecto, la potencia del equipo es 0 kW, lo que afecta directamente a los resultados, principalmente en términos de consumo energético y emisiones de CO₂. Se ha adoptado una potencia de **506 kW** para este equipo de acuerdo a Dai et al. (2019) (77).
- De igual forma, la potencia considerada por defecto del equipo *Low-temperature Calciner*, usado en los procesos de reciclaje hidrometalúrgico y directo, también era igual a 0 kW y, por lo tanto, se ha tomado el valor de **260 kW** según Gerlach, 2020 (90).
- En el reciclaje directo se ha estimado para el equipo *Furnace + saggar handling*, empleado en la fase de “relitación”, una potencia 10% superior a la del horno de calcinación a baja temperatura (*Low-temperature Calciner*), es decir, **286 kW**.

6.3. Evaluación de Impacto de Ciclo de vida (EICV)

El consumo energético y las emisiones totales del ciclo de vida tiene en cuenta los flujos de materia y energía a través de cada proceso, incluyendo los impactos ambientales asociados a la producción de cada materia prima. De la misma forma, se consideran los consumos energéticos y emisiones asociados a la fase de producción de cada uno de los combustibles utilizados, así como los que intervienen en el proceso de generación eléctrica.

La categoría de impacto analizada está relacionada con la emisión de GEI (CO₂, CO, N₂O CH₄). El **cambio climático** es un impacto que afecta al medio ambiente a escala mundial. La metodología EF emplea como factor de caracterización el potencial de calentamiento global con un horizonte temporal de 100 años (GWP100), de acuerdo al IPCC (2013) (91).

6.4. Interpretación de resultados

Los resultados de los posibles impactos generados por los diferentes procesos de reciclaje se expresan en función de las entradas de materiales y combustibles, así como las emisiones asociadas al proceso. En la Figura 31 *Process* representa las emisiones del proceso de reciclaje debido a la combustión o descomposición térmica de algunas materias primas. EverBatt considera solamente las emisiones de CO₂ resultantes de la combustión del grafito, *carbon black*,

PVDF, electrolito y los plásticos, pero, para la combustión del coque, considera además emisiones de otros contaminantes atmosféricos. Así mismo, la descomposición térmica del carbonato de litio, carbonato de calcio y carbonato de sodio afecta al cambio climático por la emisión de CO₂.

Para facilitar el análisis y la interpretación de los resultados se excluyen los escenarios 4-6 ya que, como muestra la Tabla 12, las entradas de materiales en estos casos no cambian con relación a los escenarios 1-3. Únicamente se observan ligeras diferencias entre ellos debido a los requerimientos energéticos que son diferentes (Tabla 13).

6.4.1. Impactos sobre el Cambio climático

En la Figura 31 se observa que el proceso pirometalúrgico, representado en el escenario 1, es el que presenta un mayor impacto sobre el cambio climático (2,80 kg CO₂ eq/kg de celda). La combustión del coque, los materiales de la batería (grafito, *carbon black*, PVDF, electrolito y los plásticos) y la descomposición térmica del carbonato de calcio representan un 70,4% del total.

Por otro lado, el reciclaje directo de la química LFP, representado en el escenario 10, es el que presenta un menor impacto (0,53 kg CO₂ eq/kg de celda). La principal contribución, 40,7% del total, corresponde a la combustión del *carbon black*, PVDF y electrolito y a la descomposición térmica del carbonato de litio. Sin embargo, la misma vía de reciclaje para la química NMC (111) genera un impacto un 32,9% mayor. En este caso, la mayor contribución procede de la producción de los materiales empleados (un 42,9%). El hidróxido de litio, de los materiales utilizados, es el que afecta mayoritariamente, con una contribución del 85,6%.

En el proceso hidrometalúrgico representado en los escenarios 2 y 7, se observa que más de la mitad de la contribución total se debe a los materiales de entrada, con un 75,8 y 78,8%, respectivamente. Los materiales que más afectan a este impacto son el hidróxido de sodio y el peróxido de hidrógeno con 57,1 y 35,1% respectivamente para el escenario 2 y el hidróxido de sodio y el ácido clorhídrico con un 69,8 y 27,1%, respectivamente, para el escenario 7.

Sin embargo, el reciclaje hidrometalúrgico de la química LFP representado en el escenario 8 es el segundo que menos contribuye a esta categoría de impacto (0,72 kg CO₂ eq/kg de celda). En este escenario, la cantidad de reactivos es bastante inferior en comparación con los otros dos, siendo los materiales que más contribuyen el carbonato de sodio seguido del peróxido de hidrógeno con un 56,2 y 24,3%, respectivamente. Las emisiones debidas al proceso son, después del escenario 1, las más elevadas y corresponden a un 44,1% del total del impacto provocado. Eso se debe a la descomposición térmica del carbonato de sodio utilizado y a la combustión del PVDF, electrolito y los plásticos.

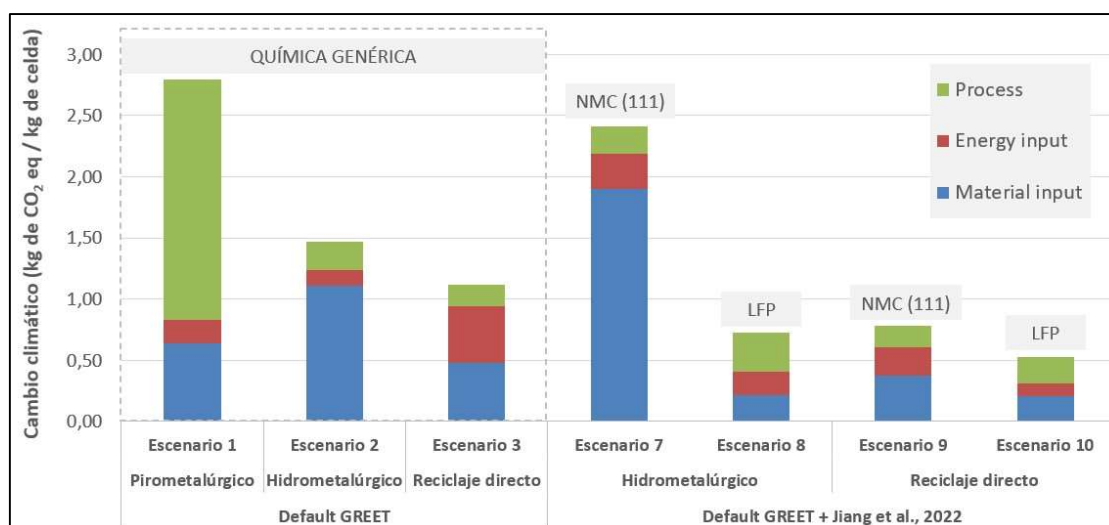


Figura 31. Impactos sobre el cambio climático generados en los escenarios analizados

6.4.2. Uso total de energía en los procesos de reciclaje y consideraciones sobre eficiencia energética

Muchos de los paquetes legislativos europeos relacionados con eficiencia energéticas, como la Directiva 2006/32/EC (92) o la Directiva 2010/31/EU (93), hacen hincapié en la relevancia de incluir en las valoraciones de eficiencia energéticas el rol y el peso de la energía primaria en el sistema energético de referimiento.

En normas internacionales, como por ejemplo la ISO 50006:2017 (94), se recomienda el uso del consumo específico de energía (SEC) como indicador de rendimiento energético. Generalmente, en ámbito industrial, el SEC se calcula como la energía utilizada para la fabricación de una unidad de producto (95). En este informe, para el caso de la industria del reciclado, se considera el SEC como demanda total de energía por kg de celda que entra en el proceso. Como energía utilizada se considera el consumo energético, donde el uso total de energía es la suma de energía generada a partir de combustibles fósiles y no fósiles. El uso de combustibles fósiles incluye carbón, gas natural y petróleo.

La Figura 32 representa la demanda total de energía por kg de celda en el ciclo de vida de cada escenario representado. El ACV incluye los flujos de materiales y energía en el proceso, esto es, tiene en cuenta el consumo energético asociado a la producción tanto de los materiales empleados en cada escenario (*material input*), como de los combustibles y de la electricidad (*energy input*).

Los requerimientos energéticos de entrada a nivel de planta de reciclaje se recogen en la Tabla 13.

De los tres primeros escenarios que consideran el reciclaje de una química genérica, el proceso pirometalúrgico es el que consume más energía, 20,8 MJ/kg de celda. Es importante destacar que en este ACV el coque se considera un material empleado en el proceso pirometalúrgico que, sin embargo, actúa como agente reductor, reduciendo la necesidad del uso de otros tipos de combustibles. Por este motivo, se observa que la mayor contribución al uso total de energía procede del ciclo de vida de los materiales consumidos (con un 82,0%), pero solo el coque corresponde a 54,7% de este valor.

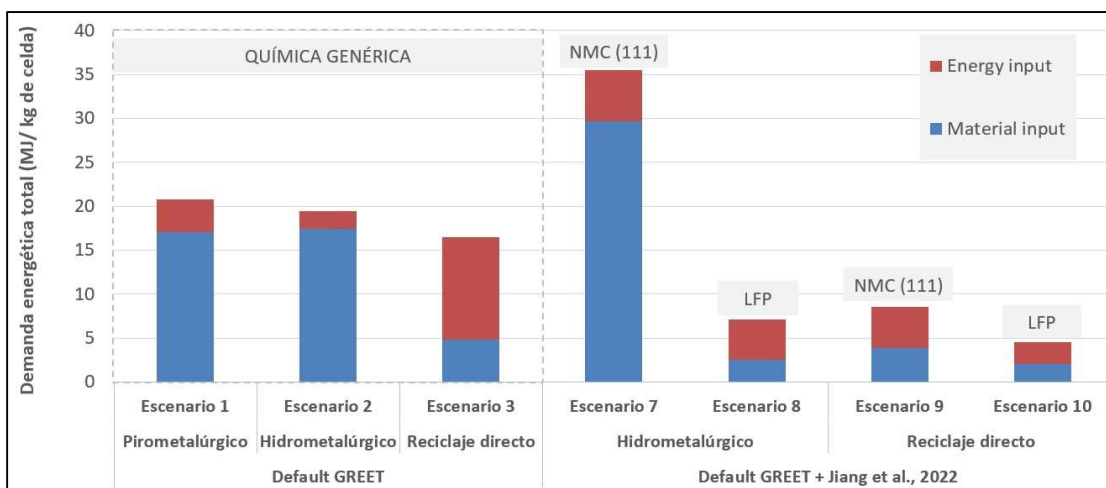


Figura 32 Demanda energética total en los escenarios analizados

La contribución de los materiales en la demanda energética total es más elevada en el proceso hidrometalúrgico representado en el escenario 2 con un 89,6%. El hidróxido de sodio y el peróxido de hidrógeno son los que presentan una mayor contribución, con un 57,0 y 36,4% respectivamente.

En el escenario 3, el uso total de energía para el reciclaje directo es un 20,5 y 15,2% inferior al de los procesos pirometalúrgico e hidrometalúrgico, respectivamente. Su mayor contribución está asociada a la entrada de combustibles y electricidad; un 71% de la demanda energética total asociado a todo el ciclo de vida.

En el escenario 7, el consumo total de energía es de 35,5 MJ/kg de celda, siendo el más demandante energéticamente. Eso se debe, principalmente, al uso del hidróxido de sodio, cuyo ciclo de vida representa un 58,6% del uso total de energía para este escenario. Por otro lado, el reciclaje directo representado en el escenario 10 consume solo 4,6 MJ/kg de celda y, de todos los escenarios, es el que menos energía demanda. El hidróxido de litio utilizado representa 39,9% del uso total de energía.

Al centrarse en la química de la batería (Figura 33), el consumo total de energía del reciclaje directo es un 36% inferior al del proceso hidrometalúrgico para la química LFP y 87,1% para la química NMC (111).

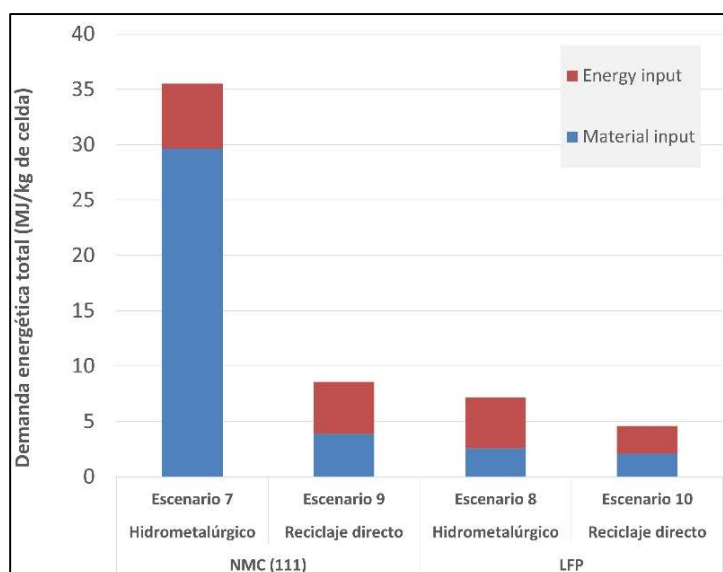


Figura 33. Demanda energética total en los escenarios para las químicas NMC (111) y LFP

Uso total de energía según los equipos empleados

El modelo EverBatt permite analizar el consumo de energía de acuerdo con los equipos empleados en cada fase del proceso de reciclaje (*Default builder*). En los escenarios 4-6, la demanda energética se calcula según la potencia de cada equipo. Cabe resaltar que los procesos están dimensionados para tratar 10.000 toneladas de celdas al año.

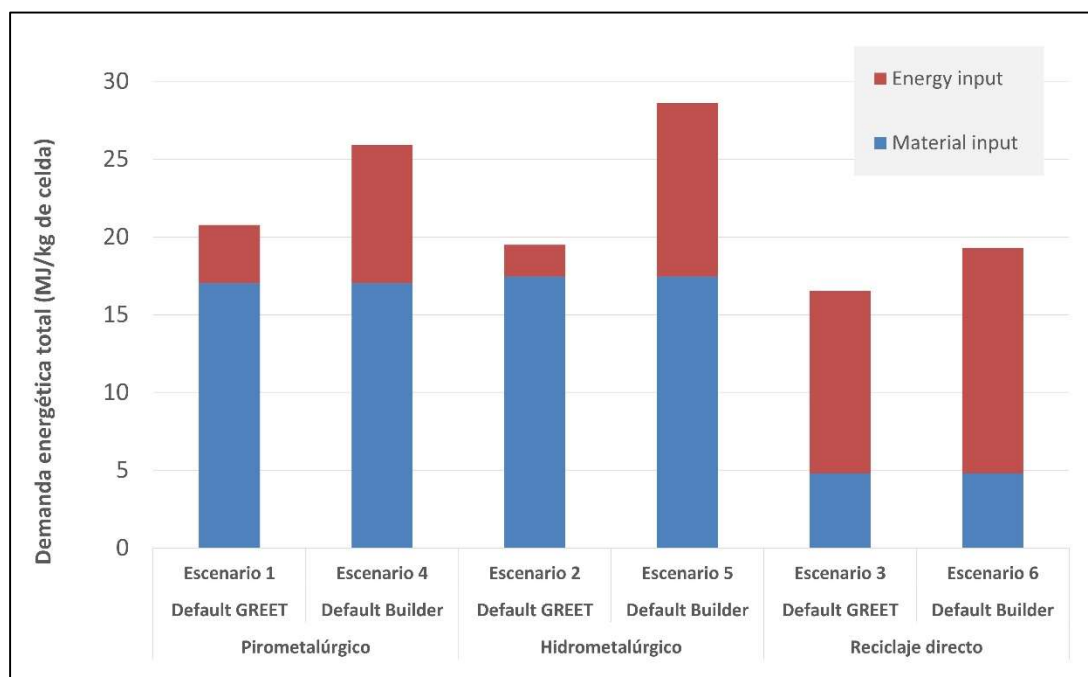


Figura 34. Demanda energética total en los escenarios analizados ordenados por vías de reciclado

En comparación con los tres primeros escenarios para la química genérica, el consumo energético total basado en los equipos es más elevado en todos los casos, siendo un 24,7, 46,9 y 16,8%

superior para los procesos pirometalúrgico, hidrometalúrgico y reciclaje directo, respectivamente (Figura 34).

Las Figura 35, Figura 36 y Figura 37 representan la potencia eléctrica demandada por cada equipo utilizado en los procesos pirometalúrgico, hidrometalúrgico y reciclaje directo, respectivamente. Como se ha mencionado anteriormente 6.2.5 en el apartado de hipótesis y simplificaciones, la información de la potencia de los equipos proviene de estimación de expertos basándose en bibliografía de EverBatt (96–98).

En el proceso pirometalúrgico los equipos de tratamiento de efluentes líquidos y gaseosos son los que requieren mayor potencia: el conjunto de ambos equipos supone el 64,1% del total de la energía consumida. Para la etapa de calcinación a alta temperatura, el *smelter* es el siguiente equipo más demandante y su consumo corresponde a 24,9% del total.

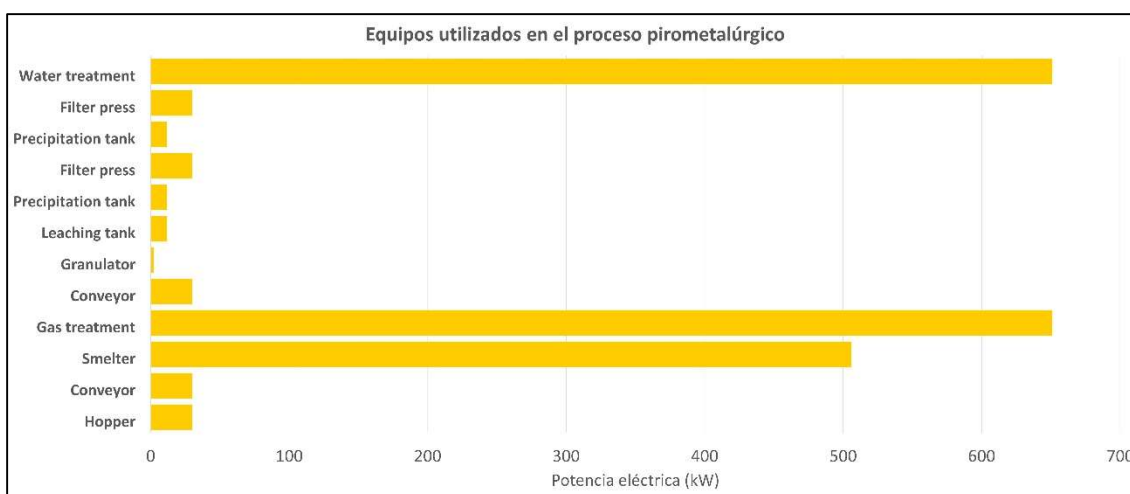


Figura 35. Potencia eléctrica demandada por cada equipo utilizado en el proceso pirometalúrgico

El proceso hidrometalúrgico es más complejo, requiere de un mayor número de etapas y, por lo tanto, de un mayor número de equipos. Nuevamente los equipos de tratamiento de efluentes líquidos y gaseosos son los que requieren de una mayor potencia, entre los dos son responsables de un 50,1% del uso total de energía. El equipo de calcinación a baja temperatura (*calciner*) consume un 20% del total y la suma de las etapas de filtración presenta una contribución del 4,6% al consumo total de energía.

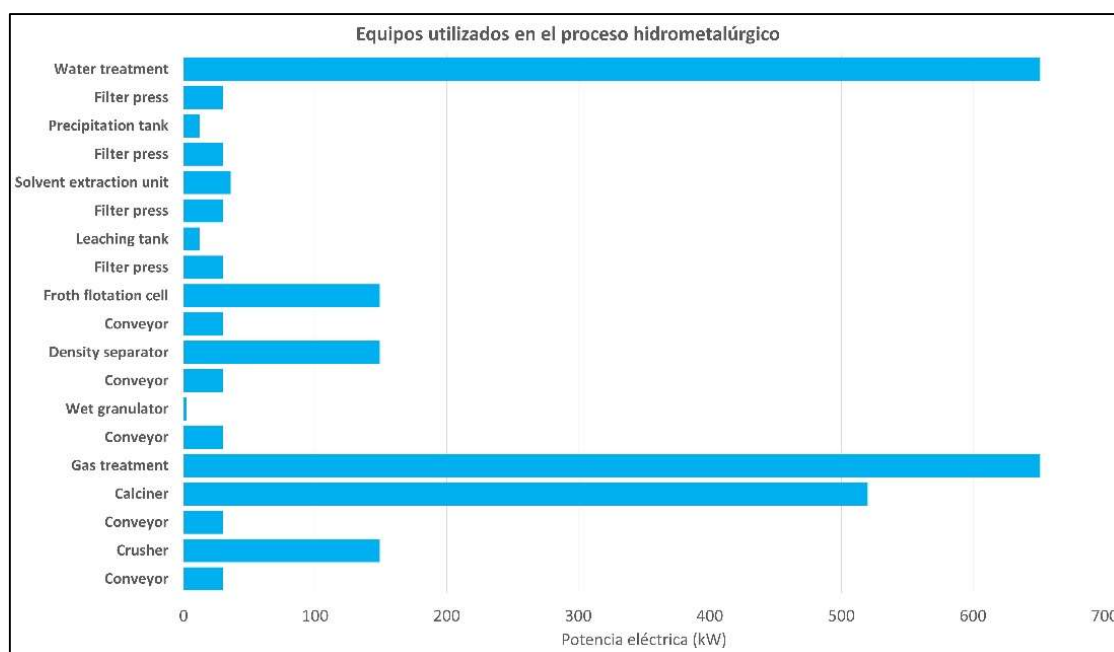


Figura 36. Potencia eléctrica demandada por cada equipo utilizado en el proceso hidrometalúrgico

En cuanto al reciclaje directo, el 21,2% de la demanda total de energía se debe al secador utilizado antes del proceso de relitiación, siendo el que mayor potencia requiere. En este proceso de reciclaje también se necesita de una etapa de tratamiento de los efluentes líquidos y gaseosos. La suma de estas dos etapas representa el 38% del consumo total de energía. Por otro lado, el horno utilizado en la etapa de relitiación consume solamente un 5,2% de la energía total.

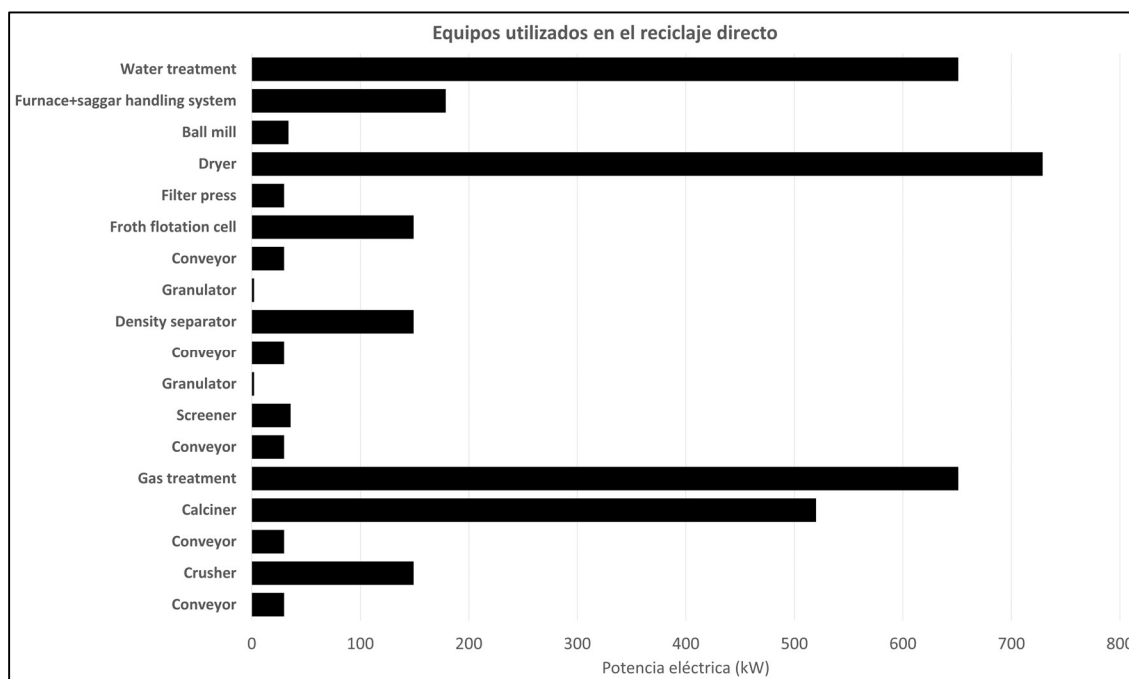


Figura 37. Potencia eléctrica demandada por cada equipo utilizado en el proceso de reciclaje directo

6.5. Conclusiones del ACV

En este capítulo se han estudiado los procesos de reciclaje de las baterías de iones de litio desde una perspectiva de ciclo de vida. Los procesos pirometalúrgico, hidrometalúrgico y reciclaje directo se comparan entre sí, y se analizan los posibles impactos sobre el cambio climático y la demanda energética total de cada uno. Además, se han tenido en cuenta las químicas de cátodo NMC (111) y LFP para los procesos hidrometalúrgico y reciclaje directo, considerando que son recicladas separadamente y adaptando sus requerimientos de materiales y energía.

A la hora de estudiar el perfil ambiental de los procesos de reciclaje se ha demostrado que el pirometalúrgico es el que genera mayor impacto en la categoría de cambio climático debido a las elevadas emisiones de CO₂ durante la etapa de calcinación a alta temperatura. Este impacto se podría reducir entre un 47,6% y un 60% si el reciclaje se lleva a cabo por hidrometalurgia o reciclaje directo respectivamente.

El reciclaje directo, comparado con las otras vías de reciclaje para una química genérica, es el que genera menos impacto para la categoría de cambio climático. En un contexto de generación eléctrica procedente de fuentes renovables se podría reducir aún más los impactos ambientales. **La demanda energética total en este caso es también la más baja.** No obstante, aquí es donde se observa una elevada contribución de los combustibles y electricidad empleados (71% del total).

Para el reciclaje hidrometalúrgico de baterías NMC (111) la contribución del ciclo de vida de los materiales supera el 78% del impacto total. El uso total de energía en este caso es también el más elevado en comparación con todos los otros, 35,5 MJ/kg de celda; 83,5% se debe al ciclo de vida de los materiales consumidos. El hidróxido de sodio, cuya producción demanda mucha energía, contribuye un 58,6% al total de energía requerida.

Se ha demostrado que el reciclaje de la química NMC (111) genera menos impactos si se lleva a cabo mediante el reciclado directo en comparación con el método hidrometalúrgico con una reducción del 67,5%. El consumo energético en este caso es también un 75,9% inferior, debido a los bajos insumos requeridos en el reciclaje directo.

El impacto sobre el cambio climático y la demanda energética del reciclaje de baterías LFP son siempre inferiores a los de la química NMC (111) para los mismos procesos de reciclaje. Esto sugiere que el reciclaje adaptado para la química LFP podría reducir significativamente los impactos. Por eso, clasificar las celdas en entrada en función de la química, es especialmente importante, así como desarrollar métodos para reciclar químicas específicas.

A la vista de los resultados obtenidos se refuerza la importancia de mejorar los procesos de reciclaje teniendo en cuenta todo su ciclo de vida. La elección de materiales más respetuosos con el medio ambiente en todo su ciclo de vida es esencial para mitigar el consumo energético global de los procesos de reciclaje de las baterías de iones de litio y los impactos medioambientales ya que, como se ha visto, tienen gran participación en el resultado final.

En definitiva, los procesos de reciclaje se deben orientar hacia métodos más sostenibles, viables económicamente y eficientes energéticamente, consumiendo menos reactivos (materiales) y optimizando los procesos industriales de forma que se pueda favorecer la gestión de las baterías de iones de litio al final de su vida útil.

6.6. Análisis de costes-beneficios

El modelo de Everbatt también permite analizar los costes en las distintas fases del reciclaje. En particular, este apartado se centra en los costes de una planta de tratamiento y reciclaje de baterías de iones de litio, sin tener en cuenta los costes de transporte, logística y desmantelamiento.

El coste del reciclado de las baterías en la fábrica se estima a partir del modelo de costes de producción para plantas químicas genéricas. Para las tres vías de reciclaje, el modelo de coste tiene en cuenta los equipos utilizados en las diferentes etapas tal como expuesto en la descripción del caso del *default builder*. Así mismo se consideran los costes de suministros de electricidad y gas natural utilizados en los procesos y los asociados a la mano de obra necesaria para el funcionamiento de los equipos considerados. La depreciación está calculada por una vida útil de la planta de reciclaje de 10 años.

Los costes unitarios que dependen de la localización geográfica de la planta de reciclado se fijan según estimaciones propias para el caso de España (Tabla 16).

Tabla 16 Información sobre los costes del reciclaje de baterías de iones de litio para España (elaboración propia a partir de datos 2021-2022)

Costes asociados al reciclaje de baterías	España
Mano de obra directa	22,9 €/hora
Coste de la electricidad	0,145 €/kWh
Coste del gas natural	0,163 €/kWh
Coste del agua	1,41 €/m ³
Coste del vertedero o tasa de vertido	42,41 €/tonelada
Coste del vertido de aguas residuales	1,14 €/m ³

Los parámetros de costes específicos elegidos para la planta de reciclaje, así como las modificaciones, se resumen en la Tabla 17.

Tabla 17 *Parámetros de costes específicos elegidos para la planta de reciclaje. Marcado en oscuro los capítulos de los diagramas de desglose de costes*

Partida de gastos	Estimado como
I. Costes directos	I.A+I.B+I.C+I.D
A. Equipo	I.A.1+I.A.2+I.A.3+I.A.4+I.A.5
1. Compra Equipos	Suma del coste de los equipos
2. Instalación, incluido el aislamiento y la pintura	40% de I.A.1
3. Instrumentación y controles, instalados	20% de I.A.1
4. Tuberías, instaladas	20% de I.A.1
5. Instalación eléctrica	10% de I.A.1
B. Edificios, proceso y auxiliares	25% de I.A.1
C. Instalaciones de servicio y mejoras en el patio	60% de I.A.1
D. Terreno	8% de I.A.1
II. Costes indirectos	II.A+II.B+II.C
A. Ingeniería y supervisión	10% de I
B. Gastos de construcción y honorarios del contratista	10% de I
C. Contingencia	5% de III
III. Inversión de capital fijo	I+II
IV. Capital de trabajo	10% de V
V. Inversión total de capital	III+IV
VI. Costes de fabricación	VI.A+VI.B+VI.C
A. Costes directos del producto	VI.A.1+VI.A.2+VI.A.3+VI.A.4+VI.A.5+VI.A.6+V I.A.7
1. Materias primas	Suma de los costes de las materias primas
2. Mano de obra de explotación	Horas totales trabajadas X Tasa de trabajo por hora
3. Mano de obra directa de supervisión y oficina	15% de VI.A.2
4. Suministros	Suma de los costes de los suministros
5. Mantenimiento y reparaciones	5% de III
6. Suministros de explotación	15% de VI.A.5
7. Gastos de laboratorio	10% de VI.A.2
8. Patentes y derechos de autor	1% de VIII
B. Gastos fijos	VI.B.1+VI.B.2+VI.B.3+VI.B.4+VI.B.5
1. Depreciación	(III-I.D)/ vida útil de la planta
2. Impuestos locales	4% de III
3. Seguros	1% de III
4. Alquiler	5% de (I.B+I.D)
5. Financiación (intereses)	5% de V
C. Gastos generales de la planta	50% of (VI.A.2+ VI.A.3+ VI.A.5)
VII. Gastos generales	VII.A+VII.B+VII.C
A. Gastos administrativos	15% of (VI.A.2+ VI.A.3+ VI.A.5)
B. Gastos de distribución y venta	6% de VIII
C. Costes de I+D	5% de VIII
VIII. Coste total del producto	VI+VII
IX. Beneficio (opcional)	5% de V
X. Coste baterías como materias primas	tarifa de la batería

Un importante factor es la tarifa asociada a las baterías que deben asumir los recicladores. Dependiendo de la química esta tarifa puede llegar a ser negativa y representar un ingreso.

En la industria del reciclado de residuos, normalmente a los recicladores (de lo que sea, baterías, plásticos, neumáticos) se les paga por tratar esos residuos, ya que el conjunto de la gestión del fin de vida de las baterías de iones de litio (separación, almacenamiento, logística y posterior tratamiento de reciclado) suele tener un coste mayor que el beneficio de vender los

elementos/componentes en el mercado. Esa diferencia es normalmente pagada por el que comercializa el producto en primera instancia.

En el caso de las baterías de iones de litio, el beneficio del reciclado viene dado principalmente por el cobalto y el níquel y su presencia en las baterías. Cuanto mayor sea la cantidad de cobalto y níquel en la mezcla de entrada y mayor sean sus precios, más tendrá que pagar el reciclador para disponer de las baterías al final de su vida útil. Por el contrario, cuanto menor sea la cantidad de cobalto y níquel y menor sean sus precios, el reciclador recibirá una compensación por el tratamiento de estos residuos. Esta compensación la pagará el productor.

El modelo EverBatt propone una tabla de precios para las diferentes químicas que se ha modificado por el caso europeo según estimaciones propias (Tabla 18). En el caso de químicas como la LFP y LMO, que carecen de materiales valioso, la tarifa es negativa, esto es, representa un ingreso para el reciclador.

Tabla 18 Coste unitario de las baterías como residuo según la química (adaptado de Everbatt, 2020)

	LCO	NMC (111)	NMC (532)	NMC (622)	NMC (811)	NCA	LMO	LFP
Tarifa baterías (\$/kg)	1.50	1.00	0.80	0.70	0.60	0.60	-1.00	-2.00

El modelo EverBatt también considera los posibles ingresos por la venta de los productos reciclado basándose sobre los siguientes precios (Tabla 19):

Tabla 19 Precios unitarios de los materiales de las baterías recicladas (\$/kg) – datos 2019

Materiales	Precio Unitario (\$/kg)	Referencia
Aluminio	\$1.30	a
Cobre	\$6.60	a
Acero	\$0.30	a, b
Plástico	\$0.10	c
LCO	\$35.00	d
NMC (111)	\$20.00	d
NMC (622)	\$17.00	d
NMC (811)	\$16.00	d
Carbonado de litio	\$7.90	d
Ni2+ En Output	\$11.00	d
Co2+ En Output	\$55.00	d
Mn2+ en Output	\$2.00	d
LMO	\$10.00	d
NCA	\$24.00	d
LFP	\$14.00	d
Solventes electrolíticos	\$0.15	e
Grafito	\$0.28	f

a. Scrap Register, 2019. United States Scrap Metal Prices. Available at: <http://www.scrapregister.com/scrap-prices/united-states/260/>

b. United States Geological Survey, 2016. Iron and Steel Scrap. Available at: https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/iron_&_steel_scrap/mcs-2016-fescr.pdf

c. Plastics Markets, 2019. Historical Scrap Plastic Pricing. Available at: <https://www.plasticsmarkets.org/view/commoditypricing>, assumed to be recovered as mixed film

d Suponiendo el mismo precio de venta del material virgen

e. Estimaciones de EverBatt

f. Recycler's World, 2019. Carbon/Graphite and Silicon Recycling Exchange Listings. Available at: <https://www.recycle.net/Minerals/carbon/xv080300.html>

La eficiencia de recuperación para los diferentes materiales que el modelo EverBatt plantea por defecto se representa en la Tabla 20.

Tabla 20 Eficiencia de recuperación para diferentes materiales que el modelo EverBatt (77)

	Proceso Pirometalúrgico	Proceso Hidrometalúrgico	Reciclaje Directo
Cobre	90%	90%	90%
Acero	90%	90%	90%
Aluminio		90%	90%
Grafito		90%	90%
Plásticos		50%	50%
Compuestos de Li+		90%	
LCO			90%
NMC (111)			90%
NMC (532)			90%
NMC (622)			90%
NMC (811)			90%
NCA			90%
LMO			90%
LFP			90%
Compuestos de Co ²⁺	98%	98%	
Compuestos de Ni ²⁺	98%	98%	
Compuestos de Mn ²⁺		98%	
Electrolito		50%	50%

Como se ha descrito en el capítulo 6.2.5 (Hipótesis y simplificaciones), el modelo Everbatt no tiene plenamente en cuenta las consecuencias de tener una mezcla de diferentes sustancias químicas como entrada. Aunque admita cualquier combinación de mezcla de baterías en entrada, las simplificaciones del modelo no permiten adaptar las capacidades y rendimientos de los equipos. Sin embargo, para un análisis simplificado de la relación coste-beneficio, es posible predecir una menor eficiencia de recuperación cuando hay en entrada una mezcla de baterías de diferentes químicas que corresponden a una reducción de los ingresos.

Sobre la base de los datos de las baterías de iones de litio comercializadas en la UE en 2020, procedentes de la aplicación RMS del JRC de la Comisión Europea ⁷ (Figura 38), suponiendo una

⁷ <https://rmis.jrc.ec.europa.eu/apps/bvc/#/v/chemistry>

vida útil de 3 años para las LCO y de 10 años para las demás químicas y considerando la misma cantidad de LCO comercializadas (baterías portables para dispositivos electrónicos) en 2027, se estima una mezcla tipo que podría llegaría al fin de vida en 2030 (Tabla 21). Se ha simplificado suponiendo que la química NMC sea solo del tipo NMC 111 y que todas las químicas sean en formatos de celdas de tipo *pouch* (carcasa de plástico).

Tabla 21 Composición de la mezcla de entrada al modelo EverBatt y capacidad anual para análisis costes-beneficio (elaboración propia para 2030)

Capacidad planta de reciclaje	10.000 toneladas/año
NMC (111)	64%
LCO	20%
LMO	12%
LFP	4%

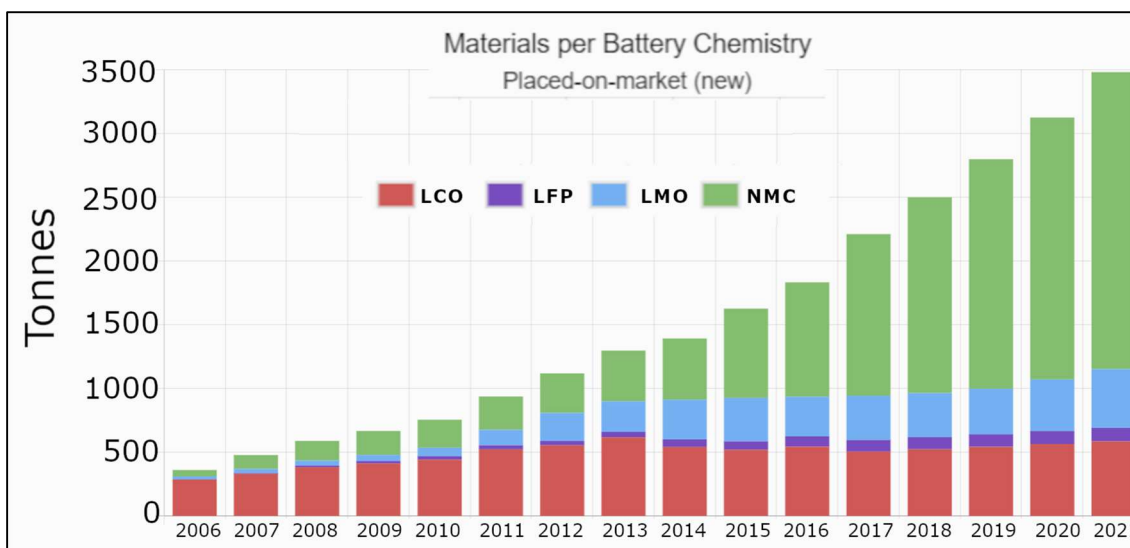


Figura 38. Cantidad total de baterías, y diferenciadas por química, comercializadas en la UE. Los datos se representan en toneladas para la UE28, para los años 2006 a 2021. Los datos de 2018 a 2021 son previsiones.⁸

En resumen, es posible proporcionar un escenario de coste-beneficio para una planta de cada tipo de ruta de reciclaje con una capacidad de 10.000 toneladas/año y una vida útil de 10 años. Se considera el escenario del *default builder*, por lo que todos los equipos emplean energía eléctrica.

Los beneficios son los resultantes de la venta en el mercado de los productos recuperados del reciclado de la mezcla entrante (Celdas en formato *pouch*) descontando los costes. Considerando

⁸ <https://rmis.jrc.ec.europa.eu/apps/bvc/#/v/chemistry>

una mayor dificultad en la separación química y/o mecánica a partir de la mezcla de entrada, se estima una reducción de la eficiencia de recuperación del 10% con respecto a base del modelo EverBatt (Tabla 22)

Tabla 22 Eficiencia estimada de recuperación de materiales para las tres vías de reciclado con una mezcla de entrada de diferentes químicas para análisis costes-beneficio NMC (111) 64% - LCO 20% - LMO 13% - LFP 4% (elaboración propia)

Eficiencia estimada de recuperación	Proceso Pirometalúrgico	Proceso Hidrometalúrgico	Reciclaje Directo
Cobre	81%	81%	81%
Aluminio		81%	81%
Grafito		81%	81%
Plásticos		45%	45%
Compuestos de Li+		81%	
LCO			81%
NMC (111)			81%
LMO			81%
LFP			81%
Compuestos de Co ²⁺	88%	88%	
Compuestos de Ni ²⁺	88%	88%	
Compuestos de Mn ²⁺		88%	

Cabe destacar una vez más que para la ruta de reciclaje directo no existen hasta la fecha plantas industriales, ni siquiera a nivel de planta piloto. Los procesos de reciclaje directo se modelaron en EverBatt sobre la base de datos de literatura científica.

De la Figura 39 se puede extraer lo siguiente:

Los beneficios de la vía del reciclaje pirometalúrgica son menores que los de las otras vías, debido principalmente al menor número de materiales recuperados.

Los costes generales, de depreciación, de impuestos y de mantenimiento por la vía pirometalúrgica son significativamente más altos que los de las vías hidrometalúrgica y reciclaje directo.

La mejora de los procesos de separación química y mecánica aumentaría la eficacia de la recuperación de materiales, incrementando así los ingresos y mejorando los beneficios.

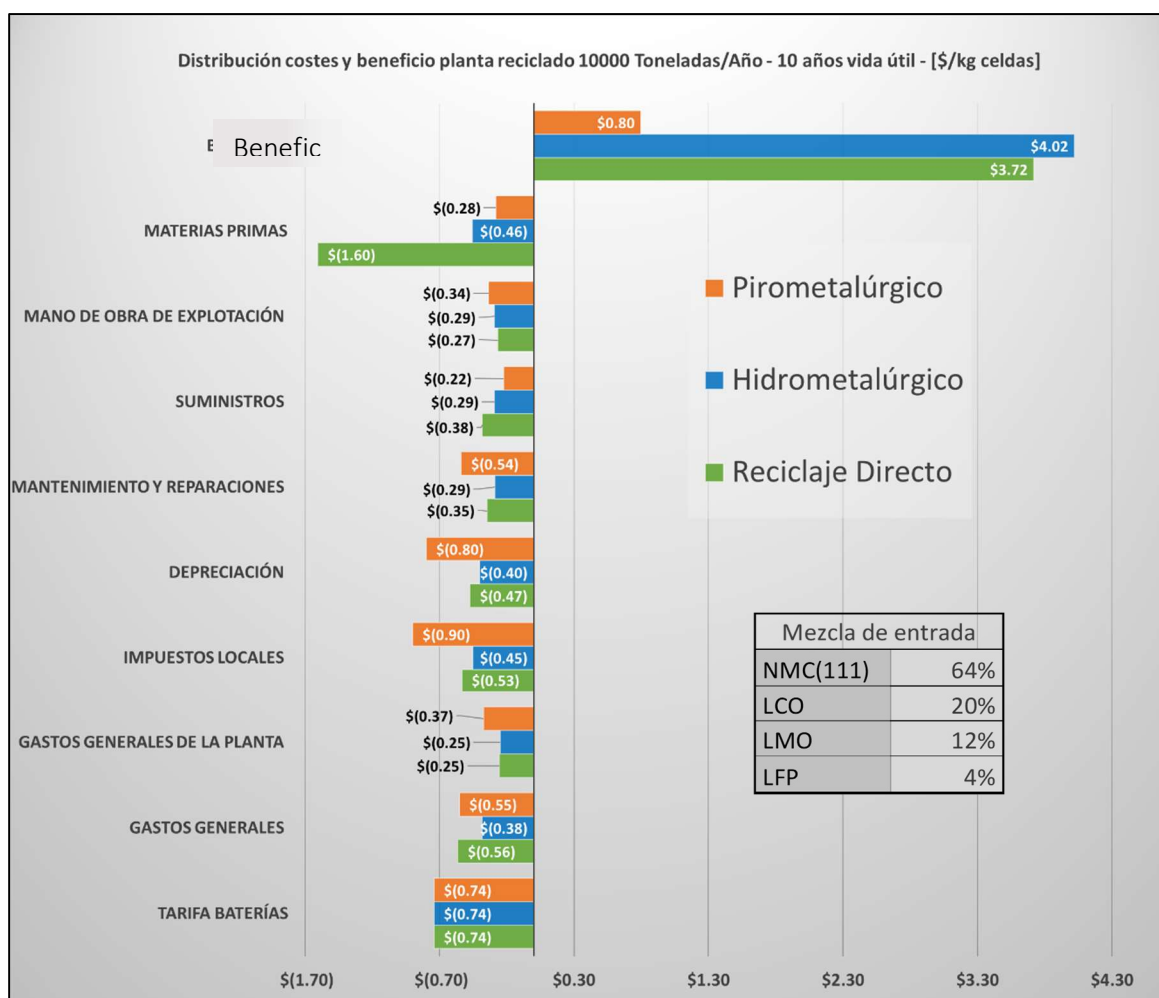


Figura 39. Distribución costes y beneficio [\$/kg celdas]. Planta reciclado 10000 Toneladas/Año - 10 años vida útil. Mezcla de químicas en entrada: (NMC111 64%, LCO 20%, LMO 13%, LFP 4%) y reducción del 10% en eficiencia recuperación con respecto a base del modelo EverBatt

Una planta de reciclaje con mayor capacidad (por ejemplo, 50.000 toneladas al año) podría ganar en términos de economías de escala al mejorar la automatización del proceso (menor coste de la mano de obra de explotación), reduciéndose la depreciación (debido a las mayores cantidades) y los gastos generales.

La mejora de la eficiencia energética y del aprovechamiento de los materiales en los procesos químicos y mecánicos reduciría, sin duda, los costes de suministro y de adquisición y de las materias primas, aunque estos beneficios serían más evidentes en el caso de la vía de reciclaje directo.

Como en cualquier otra actividad industrial, la variabilidad de los costes energéticos y la incertidumbre de los precios de las materias primas, como hemos visto en los capítulos anteriores, son grandes incógnitas tanto para los ingresos como para los costes.

Si cambiamos de escenario y nos vamos hacia más allá de 2030. Las baterías de iones de litio que llegarán al final de su vida útil más allá de 2030 verán una disminución progresiva del contenido de Cobalto, con una caída relativa del LCO, así como un cambio de química de NMC (111) hacia

NMC (811) y un aumento del LFP (Tabla 23). Aunque el precio de compra de las baterías probablemente disminuirá, el menor contenido de Co hará que el beneficio disminuya significativamente, hasta el punto de que el proceso Pirometalúrgico, tal y como se propone en este modelo, ya no será rentable (Figura 40).

Tabla 23. Composición de la mezcla de entrada al modelo EverBatt y capacidad anual para análisis costes-beneficio (elaboración propia para más allá de 2030)

Capacidad planta de reciclaje	10.000 toneladas/año
NMC (811)	65%
LCO	10%
LMO	5%
LFP	20%

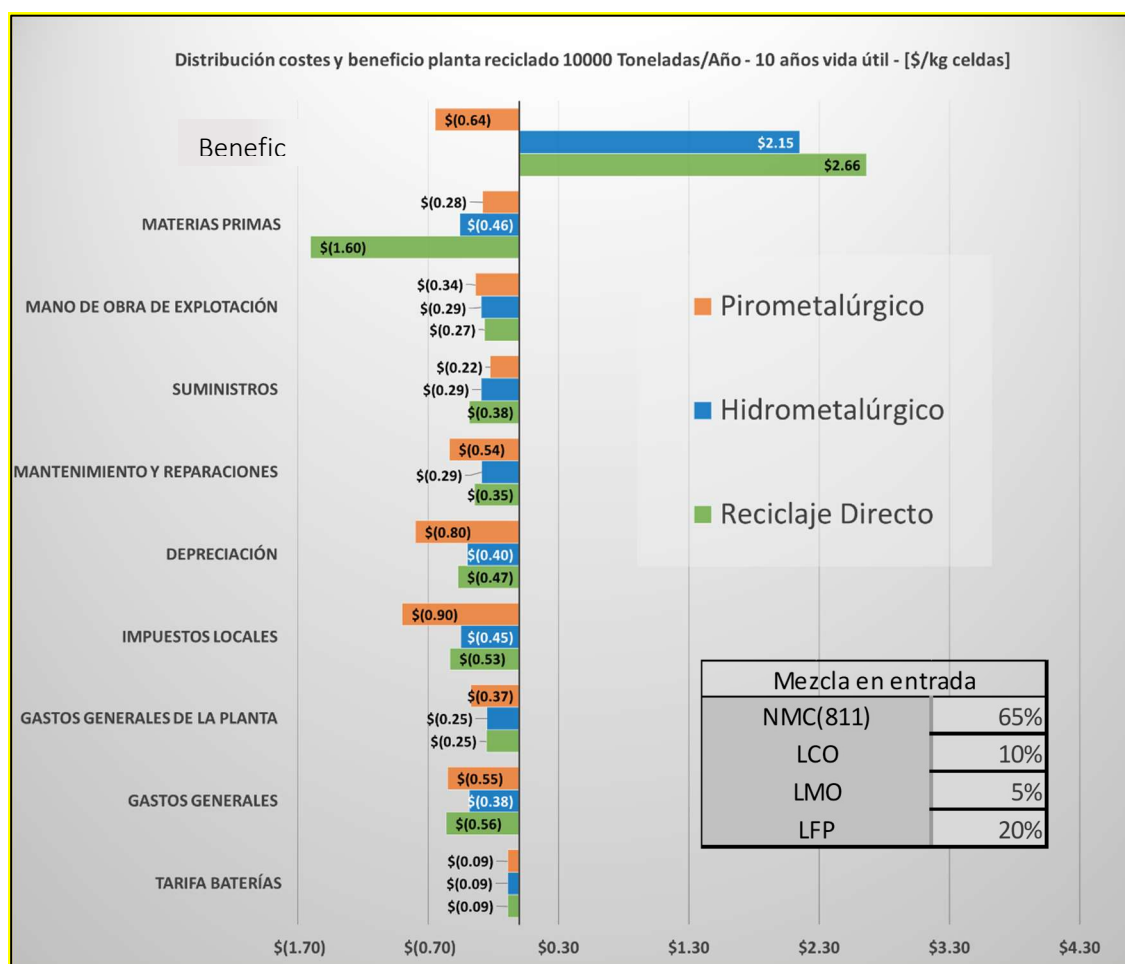


Figura 40 Distribución costes y beneficio [\$/kg celdas]. Planta reciclado 10000 Toneladas/Año - 10 años vida útil. Mezcla de químicas en entrada: (NMC811 65%, LCO 10%, LMO 5%, LFP 20%) y reducción del 10% en eficiencia recuperación con respecto a base del modelo EverBatt

7. Elementos para diseñar una hoja de ruta tecnológica del sector del reciclado de baterías de iones de litio en España

Esta sección del informe pretende aportar todos los elementos que puedan ser útiles para la elaboración de una hoja de ruta tecnológica para la industria del reciclaje de baterías de iones de litio en España. El objetivo principal es sentar las bases para la creación de una industria española de reciclaje de baterías de iones de litio que pueda competir en el mercado internacional y que tenga capacidad para procesar volúmenes importantes de baterías.

A continuación, se presentarán una serie de factores que se contextualizan según diferentes metodologías, como el análisis PESTEL (que analiza los factores políticos, económicos, sociales, tecnológicos, ecológicos y legales) y el análisis DAFO (que analiza los retos, las amenazas, los puntos fuertes y las oportunidades).

Se espera que estos elementos puedan guiar el diseño de un plan de acción, definiendo las líneas de actuación, delimitando las funciones y compartiendo las ideas con las partes interesadas.

7.1. Análisis PESTEL

El análisis PESTEL es una herramienta que permite identificar los factores externos que tienen un impacto sobre la implementación de la tecnología de reciclado de baterías de iones de litio, y que pueden determinar su evolución. El acrónimo PESTEL hace referencia a los factores políticos, económicos, sociales, tecnológicos, ecológicos y legales. La Tabla 24 sintetiza los factores correspondientes a las 6 categorías que impactan directamente en el desarrollo de la industria. El código de colores de los símbolos representa cualitativamente el grado en el que el aspecto considerado favorece (**verde**), no impacta (**amarillo**) o limita (**rojo**) el desarrollo de la industria.

Tabla 24. Factores correspondientes a las 6 categorías del PESTEL que impactan directamente en el desarrollo de la industria del reciclaje en España.

Políticos	El PERTE de Economía circular busca acelerar la transición hacia un sistema productivo más eficiente y sostenible en el uso de materias primas.			
	La Estrategia Española de Economía Circular sienta las bases para impulsar un nuevo modelo de producción y consumo en el que en la que se reduzcan al mínimo la generación de residuos.			
	La transición energética a nivel global no tiene vuelta atrás y el reciclaje de baterías o su reutilización son elementos esenciales para llevarla a cabo.			
	Las baterías de Litio forman parte de las tecnologías estratégicas para la Unión Europea que contienen materias primas críticas. Por tanto, la CE presta especial atención al fortalecimiento de su cadena de suministro			
	La CE elaboró en 2019 un plan de acción estratégico para las baterías que incluía la creación de una cadena de valor estratégica para las baterías en Europa			
	Los políticos corren el riesgo de perder electores allí donde se instalan las plantas de reciclado			
	REPowerEU: Un plan para reducir rápidamente la dependencia de los combustibles fósiles rusos y acelerar la transición ecológica			
	Eliminación de riesgos geopolíticos en cadenas de suministro de materias primas			
	Impulso o soporte público a tecnologías alternativas (hidrógeno)			
	Presiones del sector del automóvil para mantener los motores de combustión			
	El reciclado de residuos eléctricos y electrónicos (que incluyen a las baterías) está directamente asociado a los objetivos de desarrollo sostenible de las Naciones Unidas números 11.6, 12.4 y 12.5			

Económicos	Asociado con el reciclaje de baterías de litio se genera una cadena de valor importante basada en la economía circular.			
	Mercado incipiente que necesita posicionarse a nivel nacional.			
	Los vehículos eléctricos son productos con mayor valor añadido, por tanto, mayores márgenes comerciales que los convencionales. Esto puede facilitar que los fabricantes asuman ciertos costes adicionales para el reciclado.			
	El valor residual de las baterías de los vehículos eléctricos al final de su vida útil no es desdeñable			
	En general, es más fácil y barato exportar residuos que tratarlos.			
	Grandes oportunidades de nuevos mercados relacionados con el reciclaje para impulsar el crecimiento económico y generar empleo cualificado			
	Cadenas de suministro de materias primas locales y resilientes, sin cortes o interrupciones en el abastecimiento que limitan la competitividad de empresas locales de fabricación			
	Riesgo sustitución materiales críticos de alto valor añadido en las baterías de litio (por ejemplo, cobalto), reduciendo la rentabilidad de la industria			
	El coste de reciclado es a veces mayor que el de las materias primas. Especialmente en el caso de baterías que utilizan materias primas más baratas como son las LFP			
	Volumen de residuos suficiente que garantiza rentabilidad de los procesos de reciclaje			
Sociales	Generación de empleo cualificado y no cualificado en una industria que crecerá de manera continuada. Aceptación social debido a la concientización de la población que durante años se ha promovido con innumerables políticas domésticas o industriales.			
	Necesidad de establecer programas de formación específicos para los nuevos empleos.			
	En la sociedad europea se va aceptando cada vez más que será necesario cambiar la movilidad para hacerla más sostenible y reducir su impacto en el medio ambiente.			
	La sociedad dispuesta a aceptar restricciones a la movilidad que limiten los daños al medioambiente y el despilfarro de recursos			
	Está muy extendida la sensación de que las baterías pueden ser peligrosas y contaminantes. Por eso, las plantas de reciclado de baterías tienen mala acogida por los ciudadanos que suelen aplicar la máxima del “not in my backyard”			
Tecnológicos	Importancia de estrategia global de Análisis de Ciclo de Vida (LCA) y Ecodiseño de las baterías para poder establecer los caminos a seguir más favorables.			
	Los residuos las baterías de iones de litio tienen una composición química compleja que dificulta el proceso de reciclado, así como su eficiencia.			
	Implementación masiva y despegue definitivo del vehículo eléctrico			
	Fuerte demanda de instalaciones estacionarias para energías renovables			
	Necesidad de procesos metalúrgicos de extracción y separación de materiales más eficientes			
	Necesidad de procesos de reciclado versátiles válidos para diferentes tecnologías de baterías			
	Design for recycling: Necesidad de implantar nuevos procesos de producción que prioricen la separación de componentes y el reciclado de materiales			
	Tecnología de reciclado es compleja y con requerimientos de seguridad muy elevados.			
	Nueva industria del hidrógeno			

Ecológicos	El impacto sobre el medio ambiente del volumen de baterías de litio que se tendrán que retirar de los vehículos eléctricos en los próximos años será enormemente negativo si no se recicla adecuadamente. A los vehículos eléctricos hay que sumar los sistemas de almacenamiento de energía que hoy se emplean a nivel residencial, industrial o en los sistemas de energías renovables.			
	El reciclado de baterías de iones de litio favorecerá una electrificación de la movilidad y la capacidad de almacenamiento de energía de manera más sostenible.			
	Falta de etiquetado composicional para una fácil identificación de la química de la batería			
	La CE exige la aplicación del principio DNSH que asegure que cualquier inversión o reforma financiadas por el Mecanismo Europeo de Recuperación y Resiliencia no afecta negativamente a uno, o varios, de los 6 objetivos medioambientales del Reglamento 852/2020			
	Muchos procesos de reciclado son potencialmente peligrosos. Por ejemplo, los procesos pirometalúrgicos generan emisiones de gases y residuos sólidos, los procesos hidrometalúrgicos generan efluentes líquidos y residuos sólidos.			
	Necesidad de sustitución de fuentes de materias primas críticas cuya extracción impacta negativamente en el ambiente			
Legales	Los acumuladores de litio utilizados en automoción están considerados residuos peligrosos (Real Decreto 27/2021, de 19 de enero)			
	La ley es cada vez más restrictiva sobre la contaminación del planeta derivada de los procesos productivos y exige un mayor seguimiento de los tóxicos que se emplean. La influencia sobre el reciclaje de baterías de litio es directa y potencia esta actividad.			
	La nueva Regulación Europea de reciclado de baterías (Reglamento (UE) 2019/1020), que deroga la Directiva 2006/66/CE, establecerá los límites a seguir en cuanto a recogida, reciclado y reintroducción de materiales reciclados en la fabricación de nuevas baterías.			
	El Reglamento 852/2020 de la UE establece 6 objetivos medioambientales para facilitar las inversiones sostenibles: 1. Mitigación del Cambio Climático. 2. Adaptación al Cambio Climático. 3. Uso sostenible y protección de los recursos hídricos y marinos. 4. Economía Circular, incluidos la prevención y el reciclado de residuos. 5. Prevención y control de la contaminación a la atmósfera, el agua o el suelo. 6. Protección y restauración de la biodiversidad y los ecosistemas.			
	Riesgo de que la CE declare algunos compuestos de Litio como peligrosos para la salud			
	La CE propuso en 2020 un nuevo reglamento sobre baterías con unos objetivos muy ambiciosos sobre recuperación y reciclado de sus componentes			

7.2. Análisis DAFO del planteamiento ITP

El análisis DAFO es una herramienta indispensable para tomar decisiones estratégicas adecuadas. Este análisis tiene en cuenta de factores internos y externos clasificados en cuatro distintas categorías: Debilidades, Amenazas, Fortalezas y Oportunidades. A continuación, se presentan los factores identificados por cada una de estas categorías.

7.2.1. Debilidades

En la siguiente Tabla 25 se reportan las debilidades identificadas en la primera columna, el grado de prioridad a resolver en la segunda columna y, en la tercera columna, la razón por la cual se ha elegido el correspondiente grado de prioridad.

Tabla 25. Debilidades identificadas en el análisis DAFO con grado de prioridad con su justificación

Debilidades	Prioridad de la debilidad	Justificación del grado de prioridad elegido
La tecnología de reciclado de las baterías de iones de litio en España está demostrada a nivel de laboratorio	1	Es necesario el desarrollo de nuevas tecnologías a escala industrial que permitan el tratamiento y recuperación de los materiales que componen las baterías de litio y, en mayor medida, aquellos con un alto valor de mercado como el cobalto, el níquel, y también el litio, siendo todo ello llevado a cabo de manera sostenible, tanto desde el punto de vista económico como medioambiental.
El coste de reciclado es a veces mayor que el de las materias primas. Especialmente en el caso de baterías que utilizan materias primas más baratas como son las LFP	2	El agotamiento de los recursos no renovables, los sobrecostos de producción, la escasez que sufre Europa de yacimientos y de materiales críticos, además, la conciencia y necesidad de que los procesos de explotación sean más limpios han hecho que los residuos dejen de verse como material sin utilidad para entenderse como fuentes de recursos importantes que en años venideros aportarán una parte considerable de materias primas necesarias en la vida moderna. Por otro lado, obtener las materias primas más abundantes en las baterías (cobalto, níquel y cobre) implica otros costes, tanto ambientales como sociales, muy elevados. La metalurgia y refino de esos metales consume mucha energía y puede generar emisiones contaminantes. Los procesos de reciclaje de estas baterías permiten recuperar estos metales cada vez más escasos y cuya obtención es de relevante importancia.

Tecnología de reciclado de las baterías de iones de litio compleja y con requerimientos de seguridad muy elevados.	3	La tecnología de reciclado de las baterías de iones de litio consta, en general, de un proceso mecánico y otro químico. Ambos presentan relevantes requerimientos de seguridad como puede ser la necesidad de un triturador con atmósfera inerte en el caso del tratamiento mecánico, y la gestión integrada de aguas residuales, provenientes del lixiviado industrial, en el caso del tratamiento químico.
El consumo energético de algunos de los procesos de reciclado es muy elevado (pirometalurgia)	1	El reciclaje de baterías de las baterías de iones de litio tiene que ser técnica y medioambientalmente viable mostrándose como una alternativa compatible con las necesidades de sostenibilidad medioambiental y de una economía circular.
Algunos de los procesos de reciclado conllevan un elevado consumo de agua (hidrometalurgia)	1	La limitada disponibilidad del recurso hídrico en España se ha posicionado como uno de los temas relevantes que conforman la agenda del País. Por ello, el desafío es de gran envergadura y reviste la categoría de estratégico, ya que nos encontramos en una situación donde los periodos de escasez y sequia son recurrentes. La disponibilidad y gestión adecuada del agua como recurso hídrico es clave para sustentar no sólo la industria si no la supervivencia humana a largo plazo.
La industria dedicada al sector no ha mostrado rentabilidad en los procesos por su alto coste en investigación y desarrollo.	1	La investigación de los procesos de reutilización y reciclado deben ir orientada a una concepción integral de la batería desde el módulo hasta su reciclaje, contemplando también posibles aplicaciones alternativas en segunda vida una vez terminado el ciclo de vida para automoción, así como la reciclabilidad de sus componentes.
El vertido incontrolado (non-compliant) tienen un impacto medioambiental elevado	1	La contaminación derivada de la incorrecta gestión de las baterías de iones de litio acarrea una serie de problemas muy graves para el medio ambiente y para la salud pública en general, por lo tanto, es innegable la necesidad de implementar sistemas de gestión responsables y concienciados con dichos inconvenientes, para que no se produzcan situaciones de riesgo por falta de control.

Transporte hasta los centros de reciclado y almacenamiento que requiere estrictas medidas de seguridad.	2	El transporte de pilas y baterías de Litio con vistas a su descontaminación, desmantelamiento, reciclado o eliminación deberá cumplir con las medidas de seguridad exigidas en el Texto del Transporte Internacional de Mercancía Peligrosa por carretera (ADR 2021), BOE Nº 88, de fecha 13 de abril de 2021; específicamente, lo previsto en los apartados 2.2.9.1.7 y 2.2.9.2; así como también, en los apartados 230, 636 y 670, todos del capítulo 3.3 (up-supra).
Inversión inicial requerida para planta de tratamiento de baterías muy elevadas	1	La creciente aplicación de las baterías de ion litio para propulsar vehículos eléctricos conduce a elevadas inversiones en investigación y desarrollo, centrándose en cuestiones como la optimización de la producción y de los materiales activos. Estos avances van acompañados de un debate crítico sobre la seguridad del suministro de las materias primas necesarias, el impacto medioambiental y social de la producción y el reciclaje responsable de las mismas al final de su vida útil.
Requerimiento de personal muy especializado en una tecnología novedosa	2	La formación y cualificación del personal técnico especializado se hace necesaria para avanzar en los procesos de desmantelamiento y recuperación de los elementos presentes, y poder conseguir una movilidad más sostenible, y así, alcanzar una sociedad más resiliente.
El desmantelamiento para el empleo de módulos en aplicaciones de segunda vida es manual. Se requeriría automatización al menos de parte de las etapas para aumentar seguridad y rentabilidad de los procesos.	2	Uno de los objetivos del reciclaje es que el proceso de desmantelamiento se estandarice, de manera que llegue a ser, más sencillo y más económico, a la vez que seguro.

Los productores de baterías no fabrican pensando en los recicladores, sino en la fiabilidad de los productos. Esto dificulta un posible desmantelado menos destructivo de las mismas	3	El ecodiseño de baterías de iones de litio podrá resolver problemas específicos por ello es necesario que esté presente en la política pública. La sostenibilidad debe basarse firmemente en los detalles esenciales del diseño. Para ello, se requiere infundir el diseño de productos con una comprensión rica y detallada de la ecología más aún cuando se hace firme la existencia de relaciones entre las decisiones tomadas en la etapa de diseño de un producto y el nivel de consumo de energía y suministros durante las etapas de fabricación, distribución y uso de los productos, así como la reducción de desechos al final de su vida útil.
Los residuos de las baterías de iones de litio tienen una composición química compleja que dificulta el proceso de reciclado, así como su eficiencia.	2	Desde el punto de vista del reciclaje, uno de los principales retos deriva de la compleja composición del material. Además de los metales básicos como el hierro, aluminio, cobre, manganeso y níquel, las baterías de ion litio también contienen otros metales como el cobalto y, por supuesto, el litio, así como grafito y materiales plásticos. Esto se traduce en cadenas de procesos comparativamente largas y complejas en comparación con las generaciones anteriores de baterías.

7.2.2. Amenazas

En la Tabla 26 se recogen los factores externos que constituyen una amenaza para la industria de reciclado de baterías de iones de litio. Por definición, estos factores, coinciden con los aspectos identificados como limitantes (puntos rojos) del análisis PESTEL del capítulo anterior.

Tabla 26. Amenazas identificadas en el análisis DAFO

Amenazas
Apoyar la instalación de plantas de reciclado podría no ser una prioridad electoral
Impulso o soporte público a tecnologías alternativas (hidrógeno)
Presiones del sector del automóvil para mantener los motores de combustión
Mercado incipiente que necesita posicionarse a nivel nacional.
En general, es más fácil y barato exportar residuos que tratarlos.
Riesgo sustitución materiales críticos de alto valor añadido en las baterías de litio (por ejemplo, cobalto), reduciendo la rentabilidad de la industria
Está muy extendida la sensación de que las baterías pueden ser peligrosas y contaminantes. Por eso, las plantas de reciclado de baterías tienen mala acogida por los ciudadanos que suelen aplicar la máxima del “not in my backyard”
Necesidad de procesos metalúrgicos de extracción y separación de materiales más eficientes
Necesidad de procesos de reciclado versátiles válidos para diferentes tecnologías de baterías
Design for recycling: Necesidad de implantar nuevos procesos de producción que prioricen la separación de componentes y el reciclado de materiales
Nueva industria del hidrógeno
Falta de etiquetado composicional para una fácil identificación de la química de la batería
Muchos procesos de reciclado son potencialmente peligrosos. Por ejemplo, los procesos pirometalúrgicos generan emisiones de gases y residuos sólidos, los procesos hidrometalúrgicos generan efluentes líquidos y residuos sólidos.
Los acumuladores de litio utilizados en automoción están considerados residuos peligrosos (Real Decreto 27/2021, de 19 de enero)
Riesgo de que la CE declare algunos compuestos de Litio como peligrosos para la salud

7.2.3. Fortalezas

En la siguiente Tabla 27 se recogen los factores internos que constituyen una fortaleza para la industria de reciclado de baterías de iones de litio.

Tabla 27. Fortalezas identificadas en el análisis DAFO

Fortalezas
Empresas con capacidades potenciales para el desarrollo sostenible y la protección del medio ambiente: gestión de la recogida de baterías eléctricas en España, su almacenamiento temporal seguro y su transporte para su posterior tratamiento
España cuenta con sistemas de gestión de residuos de pilas y baterías bien consolidados que pueden incorporar las baterías de iones de Litio con facilidad
En proceso la redacción de la norma UNE para utilización de baterías en segunda vida que completará los requerimientos técnicos necesarios
Margen para desarrollar tecnologías más avanzadas con menos demanda energética (como por ejemplo las etapas del reciclaje mecánicos)
Sostenibilidad del crecimiento futuro
Reducción de impacto medioambiental
Industria especializada con personal cualificado capaz de actualizar sus conocimientos a alta tecnología de valor añadido
Los procesos pirometalúrgicos son comerciales, muy robustos y compatibles con materiales primarios y secundarios
Los procesos hidrometalúrgicos tienen menor consumo energético que los pirometalúrgicos, no emiten gases contaminantes o de efecto invernadero y se obtienen productos de alta pureza

7.2.4. Oportunidades

Por último, en la siguiente Tabla 28 se recogen los factores externos que constituyen una oportunidad para la industria de reciclado de baterías de iones de litio. Por definición, estos factores, coinciden con los aspectos identificados a favor de la industria (puntos verdes) del análisis PESTEL del capítulo anterior.

Tabla 28. Oportunidades identificadas en el análisis DAFO

Oportunidades
El PERTE de Economía circular busca acelerar la transición hacia un sistema productivo más eficiente y sostenible en el uso de materias primas.
La Estrategia Española de Economía Circular sienta las bases para impulsar un nuevo modelo de producción y consumo en el que en la que se reduzcan al mínimo la generación de residuos.
La transición energética a nivel global no tiene vuelta atrás y el reciclaje de baterías o su reutilización son elementos esenciales para llevarla a cabo.
Las baterías de Litio forman parte de las tecnologías estratégicas para la Unión Europea que contienen materias primas críticas. Por tanto, la CE presta especial atención al fortalecimiento de su cadena de suministro
La CE elaboró en 2019 un plan de acción estratégico para las baterías que incluía la creación de una cadena de valor estratégica para las baterías en Europa
REPowerEU: Un plan para reducir rápidamente la dependencia de los combustibles fósiles rusos y acelerar la transición ecológica
Eliminación de riesgos geopolíticos en cadenas de suministro de materias primas
El reciclado de residuos eléctricos y electrónicos (que incluyen a las baterías) está directamente asociado a los objetivos de desarrollo sostenible de las Naciones Unidas números 11.6, 12.4 y 12.5
Asociado con el reciclaje de baterías de litio se genera una cadena de valor importante basada en la economía circular.
Los vehículos eléctricos son productos con mayor valor añadido, por tanto, mayores márgenes comerciales que los convencionales. Esto puede facilitar que los fabricantes asuman ciertos costes adicionales para el reciclado.
El valor residual de las baterías de los vehículos eléctricos al final de su vida útil no es desdeñable
Grandes oportunidades de nuevos mercados relacionados con el reciclaje para impulsar el crecimiento económico y generar empleo cualificado
Cadenas de suministro de materias primas locales y resilientes, sin cortes o interrupciones en el abastecimiento que limitan la competitividad de empresas locales de fabricación
Volumen de residuos suficiente que garantiza rentabilidad de los procesos de reciclaje
Generación de empleo cualificado y no cualificado en una industria que crecerá de manera continuada. Aceptación social debido a la concientización de la población que durante años se ha promovido con innumerables políticas domésticas o industriales.

Oportunidades
En la sociedad europea se va aceptando cada vez más que será necesario cambiar la movilidad para hacerla más sostenible y reducir su impacto en el medio ambiente.
La sociedad dispuesta a aceptar restricciones a la movilidad que limiten los daños al medioambiente y el despilfarro de recursos
Implementación masiva y despegue definitivo del vehículo eléctrico
Fuerte demanda de instalaciones estacionarias para energías renovables
El impacto sobre el medio ambiente del volumen de baterías de litio que se tendrán que retirar de los vehículos eléctricos en los próximos años será enormemente negativo si no se recicla adecuadamente. A los vehículos eléctricos hay que sumar los sistemas de almacenamiento de energía que hoy se emplean a nivel residencial, industrial o en los sistemas de energías renovables.
El reciclado de las baterías de iones de litio favorecerá una electrificación de la movilidad y la capacidad de almacenamiento de energía de manera más sostenible.
La CE exige la aplicación del principio DNSH que asegure que cualquier inversión o reforma financiadas por el Mecanismo Europeo de Recuperación y Resiliencia no afecta negativamente a uno, o varios, de los 6 objetivos medioambientales del Reglamento 852/2020
Necesidad de sustitución de fuentes de materias primas críticas cuya extracción impacta negativamente en el ambiente
La ley es cada vez más restrictiva sobre la contaminación del planeta derivada de los procesos productivos y exige un mayor seguimiento de los tóxicos que se emplean. La influencia sobre el reciclaje de baterías de litio es directa y potencia esta actividad.
El Reglamento 852/2020 de la UE establece 6 objetivos medioambientales para facilitar las inversiones sostenibles: 1. Mitigación del Cambio Climático. 2. Adaptación al Cambio Climático. 3. Uso sostenible y protección de los recursos hídricos y marinos. 4. Economía Circular, incluidos la prevención y el reciclado de residuos. 5. Prevención y control de la contaminación a la atmósfera, el agua o el suelo. 6. Protección y restauración de la biodiversidad y los ecosistemas.
La CE propuso en 2020 un nuevo reglamento sobre baterías con unos objetivos muy ambiciosos sobre recuperación y reciclado de sus componentes
El coste económico de las materias primas irá en aumento, por lo tanto, cada vez será más rentable recuperar materiales (oportunidad)
Las baterías que al final de su vida útil no se pueden reutilizar y que puedan ser desmontadas y sometidas a un proceso de separación y trituración, permitirán recuperar los materiales presentes, como plásticos, aluminio y cobre, así como el "black-mass" que, de gran valor añadido en la estrategia de la economía circular, como son el cobalto y el níquel, ambos esenciales para la fabricación de nuevas baterías

Oportunidades

España es uno de los mayores fabricantes de automóviles en Europa. Este sector puede impulsar el reciclado de las baterías de los vehículos eléctricos al final de su vida útil

Auge de empresas que ya están comercializando baterías de segunda vida. Al alargarse la vida útil total de las baterías, llegarán a la fase de reciclado más tarde, con lo que se gana tiempo a que las tecnologías de reciclado estén más avanzadas.

8. Conclusiones

Los datos muestran que la adopción de los vehículos eléctricos es ya un hecho innegable. La caída de los precios de las baterías y el aumento de las inversiones de los grandes fabricantes de automóviles son algunos de los principales factores de crecimiento de este mercado. España cuenta ya con una flota de más de 250.000 vehículos eléctricos de diversos tipos, acumulados a lo largo de los últimos 12 años.

El reto de **alcanzar la cifra de 5 millones de vehículos eléctricos en 2030 no parece tan lejano**. En las próximas décadas circularán cientos de millones de vehículos que incorporarán enormes baterías con decenas de kilogramos de materiales que aún no se han extraído. Esto representa un **cambio radical de un sistema energético intensivo en combustible a uno intensivo en materiales**. Esto es un reto para la UE que, para lograr la transición ecológica y digital, debe disminuir su dependencia de ciertas materias primas tecnológicamente necesarias, con un suministro resiliente, más seguro y sostenible.

La UE se enfrenta no sólo a una demanda creciente, sino también a muchas cuestiones geopolíticas que pueden afectar al suministro, como el grado de concentración geográfica de la oferta o la aparición de nuevas potencias con una demanda interna creciente y un mayor peso geopolítico, que pueden alterar el acceso a determinadas materias primas críticas.

Por ello, la UE ha tomado la firme decisión de **reducir su fuerte dependencia del exterior** y ha impulsado numerosas iniciativas como el Plan de Acción de Materias Primas Críticas y, en particular para las baterías de iones de litio, ha propuesto un nuevo Reglamento que sustituirá a la Directiva de 2006 y que, entre otras cosas, establece que los procesos de reciclado deberán someterse a dos criterios de aceptación (eficiencia de reciclado y % de materias primas recuperadas) y, además, que los procesos de producción de baterías de iones de litio deberán incorporar materias primas secundarias.

Sin embargo, aunque el reciclaje es una medida muy importante para mitigar el riesgo de suministro, los datos muestran que **la industria de reciclaje de baterías de iones de litio es todavía bastante incipiente en Europa y en España no existe actualmente una capacidad real de reciclaje de baterías de vehículos eléctricos**.

De un lado, aún **no hay un volumen de residuos suficiente que garantice la rentabilidad** de los procesos de reciclaje y, del otro, y aunque en Europa la mayoría de las baterías a final de su vida se empiecen a reciclar, **la mayoría de las fracciones de materiales ricos en metales como níquel, litio, cobalto y manganeso acaban en plantas asiáticas**. Estas prácticas hacen que los componentes más valiosos de las baterías de vehículos eléctricos que han llegado al final de su vida útil en Europa finalmente acaben siendo valorizados fuera de la UE.

Tras analizar los principales procesos de pretratamiento y reciclaje de las baterías de iones de litio, quedó claro que **el sector aún tiene mucho margen de mejora**. La disponibilidad de fondos e inversiones, así como el efecto impulsor de la I+D, desempeñarán un papel fundamental para que los procesos sean más sostenibles y eficientes, tanto en términos de utilización de energía y materiales como de recuperabilidad de materias primas valiosas.

La complejidad de las baterías de iones de litio, tanto en los diferentes componentes químicos activos como en los inactivos, dificulta en gran medida el establecimiento de un procedimiento de reciclaje sólido y genérico para todos los tipos de baterías. Además, es un campo en constante cambio y desarrollo, por lo que las baterías que se comercialicen dentro de 5, 10 o 15 años

pueden diferir bastante de las que se ponen en el mercado actualmente. Así, **las técnicas de reciclado de estas deberán ir adaptándose a todos los cambios venideros.**

La pirometalurgia, hidrometalurgia o una combinación de ambos métodos son las principales tecnologías de reciclaje industrial actuales con TRL 7-9. Aunque existen numerosos desarrollos y tendencias en las técnicas de reciclaje de baterías de vehículos eléctricos a niveles de laboratorio y planta piloto con TRL 4-6, la transferencia de aplicabilidad a procesos con TRL más elevado puede no ser posible, o al menos, ser bastante difícil. Especialmente en el aumento de escala de productos químicos, por ejemplo, para lixiviación, se deben considerar el coste que conlleva y la seguridad. Por otro lado, las altas demandas de energía, debido a las elevadas temperaturas de trabajo, los largos tiempos de procesamiento o las altas presiones, pueden interferir con la ampliación exitosa de un proceso. Lo mismo ocurre con relacionados con el consumo de gas, especialmente en las circunstancias geopolíticas actuales, o con los componentes especiales necesarios para la extracción y en general para los altos costes operativos (OPEX).

Mediante el análisis de ciclo de vida de los procesos pirometalúrgico, hidrometalúrgico y el reciclado directo **se ha constatado que los materiales empleados en la fabricación pueden influir de manera significativa a los resultados finales del reciclado y recuperación. Tener en cuenta todo su ciclo de vida podría reducir los impactos medioambientales y el consumo energético global de los procesos de reciclaje** de las baterías de iones de litio.

Los resultados indican que el proceso pirometalúrgico es el que más contribuye al cambio climático debido a las elevadas emisiones de CO₂. Aun así, el proceso hidrometalúrgico presenta elevados valores de impacto debido al elevado uso de reactivos químicos. Por otro lado, **el reciclaje directo para una química genérica es el que genera menos impacto.**

El reciclado de baterías según la química podría reducir los posibles impactos ya que permite adaptar los requerimientos energéticos y de materiales y optimizar los procesos. Por este motivo, **es especialmente importante establecer un sistema de etiquetado que permita la previa clasificación y separación de las baterías para mejorar la eficiencia de los procesos de reciclaje.**

Los beneficios de la ruta de reciclaje pirometalúrgico, aunque se centran en materiales muy valiosos, son menores que los de las otras rutas, debido principalmente al menor número de materiales recuperados. Además, los gastos generales, la depreciación, los impuestos y los costes de mantenimiento del proceso pirometalúrgico son significativamente más altos que los de los procesos hidrometalúrgicos y directos y, en una perspectiva a medio y largo plazo, con una disminución del cobalto en la mezcla de entrada de las plantas de reciclaje, el proceso pirometalúrgico puede dejar de ser rentable. En todos los casos, apuntar alto para lograr una capacidad ≥ 50.000 toneladas/año podría ser rentable en términos de economías de escala. La mejora de los procesos de separación química y mecánica aumentaría la eficacia de la recuperación de materiales, incrementando los ingresos y mejorando los beneficios. Más en general, **la mejora de la eficiencia energética y del aprovechamiento de los materiales en los procesos químicos y mecánicos reduciría sin duda los costes de suministro y de materias primas, aunque estos beneficios serían más evidentes en el caso de la vía directa del reciclaje.**

El reciclaje directo es un proceso que aún no se ha demostrado a nivel industrial o de planta piloto, pero tiene indudables ventajas no sólo porque permite una recuperación más eficiente y sostenible de los materiales activos presentes en las baterías, sino también porque es una vía de reciclaje que encaja muy bien con las instalaciones de reciclaje asociadas a las gigafactorías. La gestión y recuperación de la chatarra y residuos de producción puede salvar el negocio en etapas

en las que no hay aún volúmenes significativos de baterías al final de su vida útil. Sin embargo, como en cualquier otra actividad industrial, la variabilidad de los costes energéticos y la incertidumbre de los precios de las materias primas son grandes incógnitas tanto para los ingresos como para los costes.

A partir de los análisis PESTEL y DAFO, se ha podido identificar un amplio abanico de elementos y factores que, junto con las conclusiones de este informe, deberían ser tenidos en cuenta para diseñar una hoja de ruta tecnológica para el sector del reciclaje de baterías de iones de litio en España, y así sentar las bases para la creación de una industria española de reciclaje de baterías de iones de litio capaz de competir en el mercado internacional y manejar volúmenes importantes de baterías.

Los resultados de este estudio pueden ayudar a la industria y a las administraciones competentes a comprender mejor la viabilidad medioambiental del reciclaje de baterías de iones de litio, proporcionando la información necesaria para promover una industria de reciclaje hacia un modelo más eficiente y medioambientalmente responsable.

9. Bibliografía

1. <https://www.bloomberg.com/latam/blog/las-ventas-de-vehiculos-electricos-aumentaran-mas-rapido-que-nunca-pero-se-necesita-mas-intervencion-legislativa-para-encaminarse-hacia-cero-emisiones-netas/>.
2. Dai, Qiang, et al. «Update of Bill-of-materials and Cathode Materials Production for Lithium-ion Batteries in the GREET Model.» Argonne National Laboratory (2018).
3. United States Geological Survey. Mineral Commodity Summaries 2022 – Lithium: <https://pubs.usgs.gov/periodicals/mcs2022/mcs2022-lithium.pdf>.
4. Sustainability Aspects of the Lithium-Ion Battery Supply Chain. EPRI – February 2021. <https://www.epri.com/research/products/000000003002019811>.
5. <https://www.europarl.europa.eu/news/es/headlines/economy/20220228STO24218/nuevas-medidas-europeas-para-que-las-baterias-sean-mas-sostenibles-y-eticas>.
6. https://en.wikipedia.org/wiki/Lead%E2%80%93acid_battery.
7. https://en.wikipedia.org/wiki/VRLA_battery.
8. <https://qz.com/338767/the-man-who-brought-us-the-lithium-ion-battery-at-57-has-an-idea-for-a-new-one-at-92>.
9. <https://unicrom.com/historia-de-la-bateria-de-litio-ion/>.
10. <https://www.consilium.europa.eu/es/policies/green-deal/fit-for-55-the-eu-plan-for-a-green-transition/>.
11. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1583933814386&uri=COM:2020:98:FIN>.
12. <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/economia-circular/estrategia/>.
13. <https://www.sernauto.es/mapa-componentes/electrico/>.
14. Wentker, M., Greenwood, M., Leker, J., 2019. A Bottom-Up Approach to Lithium-Ion Battery Cost Modeling with a Focus on Cathode Active Materials. *Energies* 12, 504.
15. <https://pushevs.com/2022/06/23/catl-launches-ctp-3-0-battery/>.
16. <http://boltta.com/lithium-ion/>.
17. International Renewable Energy Agency (Tokash and Dehamna, 2016).
18. Irena, Electricity. «Storage and renewables: costs and markets to 2030.» Abu Dhabi: Int Renew Energy Agency (2017).

19. <https://www.miteco.gob.es/es/prensa/pniec.aspx>.
20. <https://graphics.reuters.com/AUTOS-INVESTMENT-ELECTRIC/010081ZB3HD/index.html>.
21. <https://europe.autonews.com/automakers/stellantis-affirms-commitment-build-battery-factory-italy-mercedes-totalenergies>.
22. Informe completo AIE: <https://www.iea.org/reports/electric-vehicles>.
23. <https://movilidadelectrica.com/balance-mercado-electrico-internacional-64880-2/>.
24. ESTADÍSTICAS EUROPA EV: <https://alternative-fuels-observatory.ec.europa.eu/transport-mode/road/european-union-eu27>.
25. <https://www.statista.com/chart/26845/global-electric-car-sales/>.
26. <https://www.canalys.com/newsroom/global-electric-vehicle-market-2021>.
27. <https://insideevs.com/news/564639/global-plugin-car-sales-december2021/>.
28. <https://www.volkswagenag.com/en/news/stories/2019/09/battery-cell-assembly--pilot-line-started.html#>.
29. Steen, M., Lebedeva, N., Di Persio, F. and Boon-Brett, L., EU Competitiveness in Advanced Li-ion Batteries for E-Mobility and Stationary Storage Applications – Opportunities and Actions, EUR 28837 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2017, ISBN 978-92-79-74292-7, doi:10.2760/75757, JRC108043.
30. <https://www.volkswagen-newsroom.com/en/stories/from-old-to-new-battery-recycling-in-salzgitter-6782>.
31. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/es/ip_20_1542.
32. <https://ec.europa.eu/docsroom/documents/42849>.
33. Minerals for Climate Action: The Mineral Intensity of the Clean Energy Transition, 2020. International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank. <https://pubdocs.worldbank.org/en/961711588875536384/Minerals-for-Climate-Action-The-Mineral-Intensity-of-the-Clean-Energy-Transition.pdf>.
34. https://rmis.jrc.ec.europa.eu/uploads/CRMs_for_Strategic_Technologies_and_Sectors_in_the_EU_2020.pdf.
35. COM(2020) 474 final. COMUNICACIÓN DE LA COMISIÓN AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSEJO, AL COMITÉ ECONÓMICO Y SOCIAL EUROPEO Y AL COMITÉ DE LAS REGIONES. Resiliencia de las materias primas fundamentales: trazando el camino hacia un mayor grado de seguridad y sostenibilidad.

36. Las materias primas minerales y la transición energética. Carlos López Jimeno; Carmen Mataix González. Cuadernos de estrategia, ISSN 1697-6924, N°. 209, 2022 (Ejemplar dedicado a: Minerales: una cuestión estratégica en el siglo XXI), págs. 61-174.
37. Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril de 1999, relativa al vertido de residuos.
38. Directiva 2000/76/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 4 de diciembre de 2000, relativa a la incineración de residuos.
39. Directiva 2006/12/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de abril de 2006, relativa a los residuos.
40. Directiva 2006/66/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 6 de septiembre de 2006 relativa a las pilas y acumuladores y a los residuos de pilas y acumuladores y por la que se deroga la Directiva 91/157/CEE.
41. Real Decreto 106/2008, de 1 de febrero, sobre pilas y acumuladores y la gestión ambiental de sus residuos.
42. https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/economy-works-people/jobs-growth-and-investment/towards-circular-economy_es.
43. COM(2020) 798 final 2020/0353(COD) Propuesta de REGLAMENTO DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO relativo a las pilas y baterías y sus residuos y por el que se deroga la Directiva 2006/66/CE y se modifica el Reglamento (UE) 2019/1020.
44. REGLAMENTO (UE) No 493/2012 DE LA COMISIÓN de 11 de junio de 2012 por el que se establecen, de conformidad con la Directiva 2006/66/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, normas detalladas para el cálculo de los niveles de eficiencia de los procesos de reciclado de los residuos de pilas y acumuladores.
45. <https://www.consilium.europa.eu/en/infographics/battery-value-chain/>.
46. Mossali E, Picone N, Gentilini L, Rodríguez O, Perez JM, Colledani M. "Lithium-ion batteries towards circular economy: A literature review of opportunities and issues of recycling treatments". J. Env. Man, 264 (2020) 110500. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110500>.
47. https://ec.europa.eu/eurostat/databrowser/view/env_waspb/default/table?lang=en.
48. Sojka, R. (Sept. de 2020). Comparative study of Li-ion battery recycling processes. Accurec Recycling GmbH.
49. Duan, X. (2022). Recycling of Lithium Batteries - A Review. Energies, 15, 1611. doi:<https://doi.org/10.3390/en15051611>.
50. H. Bae, Y. K. (2021). Technologies of lithium recycling from waste lithium-ion batteries: a review. Materials Advanced, 2, 3234.

51. Z. J. Baum, R. E. (2022). Lithium-Ion Battery Recycling-Overview of Techniques and Trends. *ACS Energy Letters*, 712-719.
52. Carolin Kresse, D. B. (July de 2022). RECYCLING OF LITHIUM-ION BATTERIES IN GERMANY AND EUROPE. Obtenido de https://www.deutscherohstoffagentur.de/DE/Gemeinsames/Produkte/Downloads/Commodity_Top_News/Rohstoffwirtschaft/67_Recycling%20of%20Lithium-Ion%20Batteries%20in%20Germany%20and%20Europe.pdf?__blob=publicationFile&v=3.
53. Ma X, A. L. (2021). Li-ion battery recycling challenges. *Chem*, 2843–2847.
54. Leggett, D. (26 de 08 de 2022). Posco completes EV battery recycling plant in Poland. *Just Auto*, pág. . Obtenido de <https://www.just-auto.com/news/posco-completes-ev-battery-recycling-plant-in-poland/>.
55. Avicenne 2022-AABC Europe conference 2022: The Rechargeable Battery Market: Value Chain and Main Trends 2021-2031. En.
56. Redondo, Noelia López - Movilidad Eléctrica, 2021 Octubre 13. <https://movilidadelectrica.com/endesa-prepara-en-leon-la-que-sera-la-primera-planta-de-reciclaje-de-baterias-de-espana/#:~:text=Cubillos%20de%20Sil%2C%20en%20Le%C3%B3n,reciclaje%20de%20bater%C3%ADas%20de%20Espa%C3%B1a>.
57. S. Doose, J. M. (2021). Challenges in Ecofriendly Battery Recycling and Closed Material Cycles: A Perspective on Future Lithium Battery Generations. *Metals*, 11, 291.
58. Tian, G. (2022). Recycling of spent Lithium-ion Batteries: A comprehensive review for identification of main challenges and future research trends. *Sustainable Energy Technologies and Assessments*, 102447.
59. D. L. Thompson, J. M. (2020). The importance of design in lithium-ion battery recycling – a critical review. *Green Chemistry*, 7585-7603.
60. ACS Publications. (2022). Lithium-Ion Battery Recycling - Overview of Techniques and Trends. *ACS Energy Letters*, 712-719. doi:<https://doi.org/10.1021/acsenerylett.1c02602>.
61. Fraunhofer IWKS. (10 de 08 de 2022). Obtenido de <https://www.iwks.fraunhofer.de/en/competencies/Separation-and-Sorting-Technologies/Physical-Separation-and-Sorting-Technologies/Electrohydraulic-Fragmentation-EHF.html>.
62. Hongpeng Gao, D. T. (2022). Seeking direct cathode regeneration for more efficient lithium-ion battery recycling. *Current Opinion in Electrochemistry*, 31:100875.
63. Daniel Perez-Antolin, C. I.-Q. (2022). Regenerative electrochemical ion pumping cell based on semi-solid electrodes for sustainable Li recovery. *Desalination*, 115764. doi:<https://doi.org/10.1016/j.desal.2022.115764>.

64. P. Moazzam, Y. B. (2021). Lithium bioleaching: An emerging approach for the recovery of Li from spent lithium-ion batteries. *Chemosphere*, 130196. doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130196>.
65. Ruiting Zhan, Z. O. (2018). Recovery of active cathode materials from lithium-ion batteries using froth flotation. *Sustainable Materials and Technologies*, e00062.
66. Anna Vanderbruggen, A. S.-G. (2022). Improving Separation Efficiency in End-of-Life Lithium-Ion Batteries Flotation Using Attrition Pre-Treatment. *Minerals*, 72. doi:<https://doi.org/10.3390/min12010072>.
67. Daniel A. Bertuol, C. M. (2016). Recovery of cobalt from spent lithium-ion batteries using supercritical carbon dioxide extraction. *Waste Management*, 51, 245-251. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.009>.
68. Yuanpeng Fu, J. S. (2021). Innovative recycling of organic binders from electric vehicle lithium-ion batteries by supercritical carbon dioxide extraction. *Resources, Conservation & Recycling*, 172, 105666. doi:<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105666>.
69. Zhanga, Z. Z. (2022). Regeneration and utilization of graphite from the spent lithium-ion batteries by modified low-temperature sulfuric acid roasting. *Waste Management*, 30-38. doi:<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.06.037>.
70. Bo Niu, J. X. (26 de July de 2022). Advances and challenges in anode graphite recycling from spent lithium-ion batteries. *Journal of Hazardous Materials*, 129678. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129678>.
71. Jonas Neumann, M. P. (10 de January de 2022). Recycling of Lithium-Ion Batteries—Current State of the Art, Circular Economy, and Next Generation Recycling. *Adv. Energy Mater.*, 129678. doi:<https://doi.org/10.1002/aenm.202102917>.
72. Rey, I. V. (22 de 10 de 2021). Environmental impacts of graphite recycling from spent lithium-ion batteries based on life cycle assessment. *ACS Sustain. Chem. Eng.*, 14488–14501. doi:<https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.1c04938>.
73. Grant Thornton. (2022). La movilidad sostenible y el impacto sobre los ODS. Grant Thornton España. <https://www.grantthornton.es/especiales/la-movilidad-sostenible-y-el-impacto-sobre-los-ods/>.
74. Quan, J., Zhao, S., Song, D., Wang, T., He, W. & Li, G. (2022, mayo). Comparative life cycle assessment of LFP and NCM batteries including the secondary use and different recycling technologies. *Science of The Total Environment*, 819, 153105. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153105>.
75. Feng, T., Guo, W., Li, Q., Meng, Z. & Liang, W. (2022, agosto). Life cycle assessment of lithium nickel cobalt manganese oxide batteries and lithium iron phosphate batteries for electric vehicles in China. *Journal of Energy Storage*, 52, 104767. <https://doi.org/10.1016/j.est.2022.104767>.

76. Romero Rodríguez, B. I. (2003). El Análisis del Ciclo de Vida y la Gestión Ambiental Gestión Ambiental. https://www.ucipfg.com/Repositorio/MAES/MAES-07/BLOQUE-ACADEMICO/Unidad-3/lecturas/ACV_GA.pdf.
77. Dai, Q., Spangenberg, J., Ahmed, S., Gaines, L., Kelly, J. C. & Wang, M. (2019, 1 abril). EverBatt: A Closed-loop Battery Recycling Cost and Environmental Impacts Model. Recuperado 15 de septiembre de 2022, de <https://www.osti.gov/biblio/1530874/>.
78. IEA (2022), Energy Statistics Data Browser, IEA, Paris Recuperado 19 de septiembre de 2022, de <https://www.iea.org/data-and-statistics/data-tools/energy-statistics-data-browser>.
79. Karabelli, D., Kiemel, S., Singh, S., Koller, J., Ehrenberger, S., Miehe, R., Weeber, M. & Birke, K. P. (2020). Tackling xEV Battery Chemistry in View of Raw Material Supply Shortfalls. *Frontiers in Energy Research*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.594857>.
80. Or, T., Gourley, S. W. D., Kaliyappan, K., Yu, A. & Chen, Z. (2020, 10 enero). Recycling of mixed cathode lithium-ion batteries for electric vehicles: Current status and future outlook. *Carbon Energy*, 2(1), 6-43. <https://doi.org/10.1002/cey2.29>.
81. 2013/179/UE: Recomendación de la Comisión, de 9 de abril de 2013, sobre el uso de métodos comunes para medir y comunicar el comportamiento medioambiental de los productos y las organizaciones durante el ciclo de vida.
82. Jiang, S., Hua, H., Zhang, L., Liu, X., Wu, H. & Yuan, Z. (2022, marzo). Environmental impacts of hydrometallurgical recycling and reusing for manufacturing of lithium-ion traction batteries in China. *Science of The Total Environment*, 811, 152224. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152224>.
83. PRé, 2020. Simapro 9. PRé Sustainability Consultants B.V. Amersfoort. <https://simapro.com>.
84. Ecoinvent, 2020. Ecoinvent Data 3. Ecoinvent Centre. Swiss Centre for LCI <https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-database>.
85. Gaines, L., Dai, Q., Vaughey, J. T. & Gillard, S. (2021, 13 mayo). Direct Recycling R&D at the ReCell Center. *Recycling*, 6(2), 31. <https://doi.org/10.3390/recycling6020031>.
86. Kachate, N., Sharma, D. & Baidya, K. (2022, octubre). Material recovery in Li-ion battery recycling: Case study. *Materials Today: Proceedings*. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.09.377>.
87. Cheret, D. & Santen, S. (2007, 30 enero). BATTERY RECYCLING (US7169206B2). Umicore.
88. Dewulf, J., Van der Vorst, G., Denturck, K., Van Langenhove, H., Ghyoot, W., Tytgat, J. & Vandeputte, K. (2010). Recycling rechargeable lithium-ion batteries: Critical analysis of natural resource savings. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(4), 229-234. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.08.004>.

89. Rajaeifar, M. A., Raugei, M., Steubing, B., Hartwell, A., Anderson, P. A. & Heidrich, O. (2021). Life cycle assessment of lithium-ion battery recycling using pyrometallurgical technologies. *Journal of Industrial Ecology*, 25(6), 1560-1571. <https://doi.org/10.1111/jiec.13157>.
90. Gerlach, D. (2020, 7 agosto). Energy Efficiency of Rotary Kilns. LinkedIn. Recuperado 16 de octubre de 2022, de <https://www.linkedin.com/pulse/energy-efficiency-rotary-kilns-dirk-gerlach/>.
91. IPCC, 2013: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
92. DIRECTIVA 2006/32/CE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 5 de abril de 2006 sobre la eficiencia del uso final de la energía y los servicios energéticos y por la que se deroga la Directiva 93/76/CEE del Consejo.
93. DIRECTIVA 2010/31/UE DEL PARLAMENTO EUROPEO Y DEL CONSEJO de 19 de mayo de 2010 relativa a la eficiencia energética de los edificios.
94. Energy Management Systems—Measuring Energy Performance Using Energy Baseline (EnB) and Energy Performance Indicators (EnPI)—General Principles and Guidance ISO 50006:2017; International Standard Organization: Geneva, Switzerland, 2017.
95. Lawrence, A., Thollander, P., Andrei, M., Karlsson, M., 2019. Specific energy consumption/use (SEC) in energy management for improving energy efficiency in industry: Meaning, usage and differences. *Energies* 12, 247.
96. Peters, M.S., Timmerhaus, K.D., West, R.E., 2003. Plant Design and Economics for Chemical Engineers - Equipment Costs. McGraw-Hill Education - Available at: <http://www.mhhe.com/engcs/chemical/peters/data/ce.html>.
97. Couper, J.R., Penney, W.R., Fair, J.R., Walas, S.M., 2005. Chemical Process Equipment: Selection and Design, 2nd edition. Elsevier/Gulf Professional Publishing: Oxford.
98. Matches. Process Equipment Cost Estimates (2014). Available at: <http://matche.com/equipcost/Default.html>.

ESTE DOCUMENTO SE HA DESARROLLADO EN EL MARCO DE LAS AYUDAS A LA CONVOCATORIA CORRESPONDIENTE AL AÑO 2020 DE PLATAFORMAS TECNOLÓGICAS Y DE INNOVACIÓN DEL PROGRAMA ESTATAL DE INVESTIGACIÓN, DESARROLLO E INNOVACIÓN ORIENTADA A LOS RETOS DE LA SOCIEDAD (PLAN ESTATAL I+D+I 2017-2020)

ENTIDAD SOLICITANTE: PLATAFORMA TECNOLÓGICA ESPAÑOLA DE EFICIENCIA ENERGÉTICA

REFERENCIA PROYECTO: PTR2020-001201

