

CO-T1501-P006

Estudio para diseñar una estrategia de mediano y largo plazo orientada a promover la gestión y aprovechamiento sostenible de los residuos asociados a instalaciones fotovoltaicas y vehículos eléctricos en Colombia

Producto 3 – Capítulo 2: Estado del Arte



IDOM



CONTENIDO

1	ESTADO DEL ARTE SOBRE LA GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS ASOCIADOS A INSTALACIONES FOTOVOLTAICAS Y VEHÍCULOS ELÉCTRICOS.	7
1.1	<i>Instalaciones fotovoltaicas</i>	7
1.1.1	Gestión de residuos de instalaciones fotovoltaicas, según el marco normativo	7
1.1.2	Características y generación de residuos de instalaciones fotovoltaicas	9
1.1.3	Tecnologías de aprovechamiento, tratamiento y disposición final	15
1.1.4	Procesos físicos, térmicos y termoquímicos Panel fotovoltaico de película delgada	23
1.1.5	Identificación de las mejores tecnologías en desarrollo para el aprovechamiento	25
1.1.6	Impactos Ambientales	31
1.1.7	Costos de tecnologías	33
1.1.8	Base de datos de gestores	35
1.2	<i>Vehículos híbridos y eléctricos</i>	36
1.2.1	Gestión de residuos de vehículos híbridos y eléctricos, según el marco normativo	36
1.2.2	Características y generación de residuos de vehículos híbridos y eléctricos	39
1.2.3	Tecnologías de aprovechamiento, tratamiento y disposición final	48
1.2.4	Herramientas tecnológicas a futuro	62
1.2.5	Impactos Ambientales	64
1.2.6	Costos de tecnologías	67
1.2.7	Base de datos de gestores	69
2	ANÁLISIS GENERAL	71
2.1	<i>Paneles solares</i>	71
2.2	<i>Vehículos eléctricos</i>	71
3	BIBLIOGRAFIA	73

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Cantidades y tipo de residuo fotovoltaico	9
Tabla 2. Categorización de residuos por tipo de panel	14
Tabla 3. Descripción de tres proceso de reciclaje fotovoltaico de paneles C-Si	16
Tabla 4. Clasificación por procesos de actividades de desmantelamiento, remoción, recuperación y tratamiento	17
Tabla 5. Procedimientos fisicoquímicos-posteriores al desmantelamiento en un panel	22
Tabla 6. Procesos de reciclaje de módulos de película delgada	24
Tabla 7. Principales impactos ambientales de los materiales utilizados en los paneles de silicio	31
Tabla 8. Principales impactos ambientales de los materiales utilizados en paneles de película delgada	32
Tabla 9. Compañías que operan en el mercado global del reciclado de paneles solares	35
Tabla 10. Empresas de energía solar con representación en Colombia	Error! Bookmark not defined.
Tabla 11. Resumen de la gestión de residuos de vehículos híbridos y eléctricos a nivel global	37
Tabla 12. Ventajas y desventajas por tipo de batería	42
Tabla 13. Composición promedio de materiales de baterías de tracción para diferentes tipos de celtas (g/kg)	44
Tabla 14. Composición promedio de materiales de infraestructura de baterías para diferentes tipos de celdas (g/kg)	44
Tabla 15. Composiciones típicas de materiales de motores síncronos de imanes permanentes	46
Tabla 16. Componentes de electrónica de potencia	46
Tabla 17. Promedio de metales valiosos en placas de circuitos impresos	46
Tabla 18. Clasificación general de tipos de baterías según sus componentes	47
Tabla 19. Ventajas y desventajas de los procesos pirometalúrgicos e hidrometalúrgicos	56
Tabla 20. Relación de impactos ambientales según las actividades del proceso pirometalúrgico	65
Tabla 21. Principales empresas de reciclaje de baterías de vehículos híbridos y eléctricos	69

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Clasificación de residuos de paneles fotovoltaicos para su gestión en tres niveles: macroscópico, mesoscópico y microscópico	9
Figura 2. Residuos de paneles solares de silicio	10
Figura 3. Desarrollo de tecnologías fotovoltaicas con el tiempo	11
Figura 4. Panel C-Si.....	12
Figura 5. Panel de película delgada	13
Figura 6. Partes de una celda fotovoltaica para su desmantelamiento	18
Figura 7. Proceso de desmontaje de marcos metálicos	18
Figura 8. Remoción del marco de aluminio	19
Figura 9. Marcos de aluminio desmontados del panel	19
Figura 10. Aluminio triturado	20
Figura 11. Vidrio triturado.....	20
Figura 12. Separación del vidrio – Células fotovoltaicas y pegamento EVA	20
Figura 13. Proceso de desmantelamiento, tratamiento y disposición final de un panel fotovoltaico de silicio.....	21
Figura 14. Proceso de desmantelamiento, tratamiento y disposición final de una celda.....	21
Figura 15. Mezcla de materiales de vidrio, plata y silicio.....	22
Figura 16. Materiales de silicio y plata separados.....	23
Figura 17. Proceso de desmantelamiento, tratamiento y disposición final de un panel de película delgada	24
Figura 18. Vista interior de una caja de conexiones fotovoltaicas	25
Figura 19. Enfoques para eliminar el encapsulante en módulos C-Si. Estado inicial	26
Figura 20. Posible proceso para el reciclaje de Paneles C-Si.....	27
Figura 21. Posible proceso para el reciclaje de Paneles de Película Delgada	28
Figura 22. Potencial contribución de la gestión de residuos al perfil medioambiental por la producción de electricidad con módulos Mono-Si.....	30
Figura 23. Potencial contribución de la gestión de residuos al perfil medioambiental por la producción de electricidad con módulos Multi-Si.....	30
Figura 24. Materiales de una celda fotovoltaica de silicio vs el valor en el mercado.....	34
Figura 25. Estados que cuentan con requisitos de reciclaje. Productores deben ofrecer o financiar el reciclaje de baterías.	38
Figura 26. Ejemplos de baterías de vehículos híbridos y eléctricos actuales.....	39
Figura 27. Ejemplos de tres paquetes y módulos de baterías diferentes (células cilíndricas, prismáticas y de bolsa) en uso en los automóviles eléctricos actuales	40
Figura 28. Diferentes tipos de celdas	41
Figura 29. Componentes de batería de vehículo híbrido y eléctrico.....	41
Figura 30. Especificaciones por tipo de batería	42
Figura 31. Diferencias entre baterías de litio	45
Figura 32. Batería de un vehículo eléctrico	47
Figura 33. Diferencia entre célula módulo y paquete de baterías	48
Figura 34. Pack de baterías vs celdas.	48
Figura 35. Proceso de reciclaje de vehículos al final de su vida útil (VLE).....	49
Figura 36. Desmantelamiento de baterías de tracción en Umicore Battery Recycling, Hanau.....	51
Figura 37. Diagrama de flujo de proceso pirometalúrgico	52
Figura 38. Proceso Piro-metalúrgico	53

Figura 39. Diagrama de flujo que representa rutas potenciales para la economía circular de LIB, detallando aplicaciones de segundo uso, reutilización, recuperación física, recuperación química y biorrecuperación	54
Figura 40. Diagrama de flujo del proceso hidrometalúrgico	55
Figura 41. Diagrama de flujo simplificado del proceso de reciclaje de baterías Umicore	58
Figura 42. Comparación de diferentes métodos de reciclaje de LIB	59
Figura 43 De izquierda a derecha: Rotor, Segmento del rotor, Imanes permanentes desmontados en la superficie	60
Figura 44. De izquierda a derecha: Rotor, Segmento del rotor, Imanes desmantelados.....	60
Figura 45. Configuración de demostración para el desmantelamiento de imanes de superficie	61
Figura 46. Concepto para el desmantelamiento de imanes permanentes	61
Figura 47. Batería de carbono litio	63
Figura 48. Rutas de reciclaje para LIB	64
Figura 49. Validación de los resultados de la evaluación en comparación con estudios previos	65
Figura 50. Comparación de los tres procesos de reciclaje de baterías existentes	66
Figura 51. Instalaciones de reciclaje de baterías de iones de litio en todo el mundo	69

ABREVIATURAS Y SIGLAS

ABREVIATURA/SIGLA	DEFINICIÓN
CIGS	Material semiconductor compuesto de Cobre, Indio, Galio y Selenio (Copper indium gallium selenide por sus siglas en inglés)
ELV	Vehículo al final de su vida útil, por sus siglas en inglés
EoL	Final de Ciclo de Vida (End of Life por sus siglas en inglés)
EV	Electric Vehicules por sus siglas en inglés (Vehículos eléctricos)
EVA	Etil-vinil-acetato
HEV	Hybrid and Electric Vehicles por sus siglas en inglés (Vehículos híbridos y eléctricos)
LFP	(LiFePO ₄) = (Litio, Hierro y fósforo)
LIB	Lithium ion batteries por sus siglas en inglés (Baterías con iones de litio)
NCA	(LiNi _{0.8} Co _{0.15} Al _{0.05} O ₂) = (Litio, Níquel, Cobalto, Aluminio y oxígeno)
NMC	(LiNi _{0.33} Mn _{0.33} Co _{0.33} O ₂) = (Litio, Níquel, Manganeso, Cobalto y oxígeno)
RAEES	Residuos de aparatos Eléctricos y Electrónicos
REE	Tierras raras (Por sus siglas en inglés de “rare earth elements”)
USD	Dólares americanos

2 ESTADO DEL ARTE SOBRE LA GESTIÓN INTEGRAL DE RESIDUOS ASOCIADOS A INSTALACIONES FOTOVOLTAICAS Y VEHÍCULOS ELÉCTRICOS.

2.1 Instalaciones fotovoltaicas

Es importante resaltar que independientemente del tipo de residuo, la gestión de estos es dada por el marco normativo, el cual por medio de sus regulaciones, multas e incentivos establece el marco de gestión que debe darse a estos.

En el caso de los residuos de instalaciones fotovoltaicas, estos según la normativa nacional e internacional, establecida por la UE (2012/19/UE) es clasificada como RAEEs. En el siguiente apartado se puede observar los tipos de gestiones y marcos normativos que son dados a estos residuos. En cuanto a su aprovechamiento este es descrito más adelante haciendo especial énfasis en las celdas fotovoltaicas, ya que según su caracterización es la parte que más se genera en cuanto volumen frente a los otros elementos que componen una instalación fotovoltaica.

2.1.1 Gestión de residuos de instalaciones fotovoltaicas, según el marco normativo

A nivel internacional se encuentran países que han adelantado normativas alrededor de las instalaciones fotovoltaicas y RAEEs como Alemania, España, Austria, Países Bajos, Dinamarca y Gran Bretaña. Estos países tienen en común dentro de su normativa la obligación de los productores de asumir los gastos de recogida y reciclaje. Además, en estos países la obligación más común dentro de la normativa para RAEEs es la obligación de registro para comercializadores incluyendo cantidades de productos y aparatos de manera anual, lo cual se evidencia como un vacío normativo en Colombia.

En estos países debido a la Directiva RAEE 2012/19/UE genera una categorización según los dispositivos y los aparatos eléctricos y electrónicos. Esta clasificación se vuelve relevante cuando los dispositivos viejos son recogidos en los centros de reciclaje (por los fabricantes). Los módulos solares del llamado sector B2C entran en el grupo número 6 (módulos fotovoltaicos). En este grupo se incluyen tanto los equipos de categoría 4 (equipos pequeños) como la categoría 5 (módulos fotovoltaicos grandes). Por lo tanto, el tamaño de los módulos no es importante. El factor decisivo es más bien el posible uso del dispositivo (Deutsche Recycling 2022).

Otro desarrollo normativo relevante se encontró en España, donde se genera la responsabilidad en los fabricantes, obligándolos a facilitar toda la información y ayudar a los usuarios a procesar los materiales al final de su vida útil. A su vez, en España se cuenta con dos organismos principales encargados del reciclaje de las celdas fotovoltaicas: *Recycle y PV Cycle*.

Por otro lado, se encuentran países como China que no contempla los residuos de paneles fotovoltaicos (PV) como electrónicos, sin contar hasta la fecha con una regulación específica de PV, los cuales terminan en los rellenos sanitarios sin ningún tratamiento previo. A pesar de estos esfuerzos en investigación, China es el mayor desconocido en el reciclaje fotovoltaico. Alberga casi un tercio de la capacidad fotovoltaica en funcionamiento del mundo. Esto también sucede en Brasil, donde tampoco se cuenta con una normativa especial para el reciclaje de paneles solares; existe una Política Nacional de Residuos Sólidos (PNRS) y el Decreto 10.240, que regula la logística inversa de la electrónica incluyendo los paneles fotovoltaicos. No obstante, a partir del año 2020, comenzó la operación de la compañía de reciclaje SunR, quienes inicialmente se encuentran reciclando el vidrio y aluminio de los paneles solares.

En conclusión, a nivel de estado del arte en cuanto a gestión desde lo normativo. Se pueden observar las principales contribuciones de cada país en cuestiones de normatividad que dan guía a encaminar una gestión de los residuos de las celdas fotovoltaicas, partiendo del principio de que el generador es el responsable del residuo y estableciendo estos como RAEEs dadas sus características. En este orden de ideas, como se mostró en diversos modelos de gestión, el primer paso es el registro de estos productos en el sistema implementado por cada país, dando la principal responsabilidad al productor para su adecuado tratamiento, aprovechamiento, y disposición final, a pesar de ser un poco contradictorio, ya que las tecnologías para ello aún se encuentran en un estado inicial y continúan en estado de investigación la mejora de procesos para obtener una mejor relación costo beneficio y disminución de impactos ambientales, pues la tasa de reciclaje aun es poco significativa ya que de todos los componentes contenidos lo que más se está aprovechando es el vidrio y aluminio.

2.1.1.1 Gestión de residuos a futuro

Como hemos visto a lo largo de este capítulo, tanto el marco normativo, así como las tecnologías actuales (que se verá más adelante) tienen muchos vacíos existentes para lograr un aprovechamiento al 100% de los residuos generados por los paneles fotovoltaicos que han cumplido su vida útil, además de los impactos ambientales generados a través de los procesos de tratamiento como desmantelamiento mecánico, separación térmica y química (Mahmoudi et al., 2021)

A continuación, se cita una parte de una propuesta en desarrollo (Mahmoudi et al., 2021) el cual podría ser útil como guía para la elaboración de un modelo de gestión a futuro, siempre y cuando se cuente con las tecnologías para llevar a cabo dicha clasificación.

Para lograr un resultado óptimo del tratamiento de residuos fotovoltaicos, debe tenerse en cuenta una clasificación fundamental de los residuos de paneles fotovoltaicos. Con este fin, el flujo de material de los paneles fotovoltaicos EoL (End Of Life, por sus siglas en inglés) se puede dividir en cuatro categorías: producto, componente, material y sustancia.

El término producto (c-Si, CdTe, CIGS) es la combinación de varios componentes ensamblados y partes separadas con valor económico y aplicación específica, cuyo precio es de mercado y tiene una vida útil regular antes de su descarte. El término componente (Ej: cableado, inversor, etc) es básicamente las diferentes partes incorporadas en un producto y consta de diferentes materiales. El término material (Ej: EVA) es la mezcla de diferentes sustancias que proporciona una función específica para un componente y sustancia (Ej: cobre, oro, níquel), ya que la composición principal se define como una materia con la unidad uniforme (Zeng et al., 2017). Para decirlo de otra manera, el producto / componente, el material y la sustancia de los residuos fotovoltaicos de EoL también se pueden clasificar en niveles macroscópicos, mesoscópicos y microscópicos. En general, se requieren los diferentes niveles de gestión en términos de regulación y política si se desea la sostenibilidad del panel solar fotovoltaico. (Mahmoudi et al., 2021, pp. 4-5)

Gestión macroscópica

Hace referencia a gestionar los residuos fotovoltaicos en lo referente a producto y componente, la gestión macroscópica se centra en el flujo de residuos fotovoltaicos en el fin de vida útil (EoL), realizando actividades relacionadas con la supervisión y de esta manera reducir su carga ambiental, una propuesta para llevar a cabo esto es crear una fundación a nivel global compuesta por productores fotovoltaicos. (Mahmoudi et al., 2021)

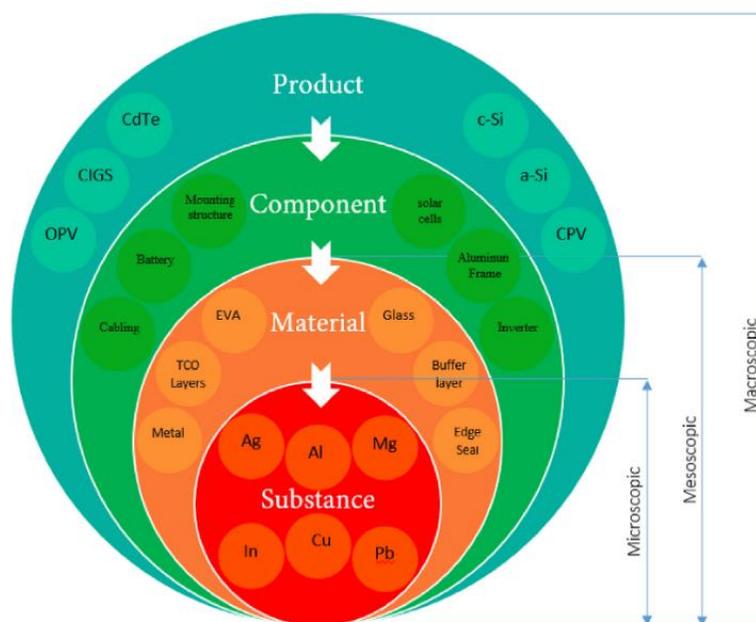
Gestión mesoscópica

Aquí se plantea el estudio de recuperación de materiales incrustados para evitar pérdidas e impactos ambientales, esto se realizaría mediante, la evaluación del ciclo de vida (ACV) y el análisis de flujo de materiales (Mahmoudi et al., 2021)

Gestión microscópica

“A este nivel, los materiales recuperados pueden considerarse para un tratamiento posterior a través de MCA (análisis multicriterio) serios para verificar la posibilidad técnica, así como el porcentaje global de prefactibilidad social, ambiental y económica del tratamiento posterior”(Mahmoudi et al., 2021, p. 10). La siguiente figura muestra lo explicado anteriormente.

Figura 1. Clasificación de residuos de paneles fotovoltaicos para su gestión en tres niveles: macroscópico, mesoscópico y microscópico



Fuente: (Mahmoudi et al., 2021, fig. 5)

2.1.2 Características y generación de residuos de instalaciones fotovoltaicas

En este apartado se explicarán las características de los residuos de instalaciones fotovoltaicas, es decir componentes, tendencias de generación y vida útil.

3.1.2.1 Estimación de cantidades de residuos por componente de una Instalación Fotovoltaica

Como se mencionó en el capítulo 1, las instalaciones fotovoltaicas se encuentran compuestas por:

- Generador fotovoltaico o celda solar o panel fotovoltaico.
- Sistema de Balance (Bos): Que está compuesto por, Regulador de carga, acumulador electroquímico (o baterías), inversor de corriente, unidad de control, estructura mecánica de soporte.

No obstante, por revisión bibliográfica, la mayoría de las investigaciones en el mundo, se encuentran enfocadas en el aprovechamiento y tratamiento del componente de los paneles fotovoltaicos debido a su complejidad en su tratamiento y por ser el más representativo en volumen. En cuanto a los demás componentes, no existe más información, más allá de ser clasificados como RAES.

Sin embargo, (Dominguez & Geyer, 2019, p. 1), cuantifica por componente, los futuros residuos fotovoltaicos de los 69,7 GW reportados como principales proyectos fotovoltaicos (1 MW) en los EE. UU, tal y como se observa en la siguiente tabla.

Tabla 1. Cantidades y tipo de residuo fotovoltaico

Tipo de residuo	Cantidad Millones de toneladas métricas (Mt)
Módulos fotovoltaicos	6,6 Mt
BOS	2,7 Mt

Inversores	0,3 Mt
transformadores	0,2 Mt
Total, Residuos fotovoltaicos	9,8

Fuente: Elaboración propia, a partir de (Domínguez & Geyer, 2019)

Esta información nos da una aproximación en cuanto a las proporciones de generación de residuos por componente, siendo los residuos de módulos fotovoltaicos (6,6 Mt) los más representativos con un 67% respecto al 100% (9.8 Mt) del total de los residuos fotovoltaicos. (Domínguez & Geyer, 2019, p. 1)

Por lo anterior, dado que los paneles solares representan un volumen mayoritario respecto a los demás componentes, la gran mayoría de las investigaciones en desarrollo y las ya existentes se encuentran más enfocadas en el aprovechamiento y tratamiento de estos.

Figura 2. Residuos de paneles solares de silicio



Fuente: (Mark Peplow, 2022)

3.1.2.3 Composición del panel

Antes de definir la composición de los tipos de paneles solares, es importante mencionar la clasificación establecida por (Nain & Kumar, 2022b), el cual establece las celdas fotovoltaicas por generaciones teniendo en cuenta los tiempos en que estas fueron instaladas. Lo anterior teniendo en cuenta que cada generación tiene componentes y eficiencias diferentes y como consecuencia obliga a establecer diferentes tipos de tratamientos para los residuos de paneles fotovoltaicos.

Celdas fotovoltaicas y sus Generaciones

El objetivo principal del avance en un tipo fotovoltaico es mejorar la eficiencia con la disminución del costo. Adicionalmente, para este estudio esta información permite establecer el tipo de tecnologías para el tratamiento de estos residuos teniendo en cuenta que los componentes son diferentes por cada generación

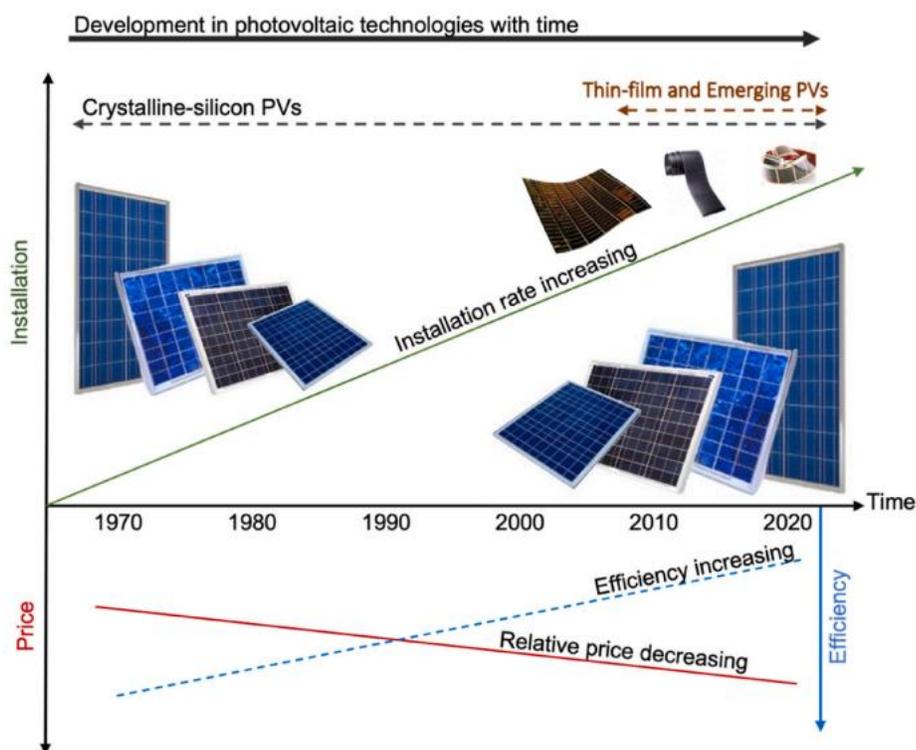
Primera generación: Tecnologías de silicio cristalino. (Nain & Kumar, 2022b) Dado que muchos de los módulos fotovoltaicos producidos en los años ochenta y noventa han llegado ahora al final de su ciclo de vida de aproximadamente 25-30 años, el número de módulos fotovoltaicos de primera generación que ahora deben eliminarse gradualmente está aumentando constantemente (Deutsche Recycling, 2022).

Segunda generación: Células solares de películas delgadas, que cubren la mayor cuota de mercado en la actualidad. Estos PV son eficientes y ligeros respectivamente, con una fabricación más barata y una producción fácil. Estas celdas, contienen materiales valiosos que pueden ser reciclados cerca del 100%, tales como el silicio (módulos cristalinos), materiales semiconductores de alta calidad (módulos de capa fina) y grandes cantidades de vidrio. Aprovechar esta capacidad puede proporcionar experiencia, materias primas y productos intermedios para la fabricación de componentes fotovoltaicos como células y módulos fotovoltaicos, inversores, estructuras de montaje y equipos eléctricos. (Nain y Kumar 2022b).

Tercera generación: Se componen de materiales novedosos y costosos, aunque con menor eficiencia y vida operativa. (Nain y Kumar 2022b)

Cuarta generación: Inorgánicos y orgánico son películas delgadas flexibles con nuevas nanopartículas / óxidos metálicos inorgánicos y nanomateriales orgánicos como nanotubos de carbono y sus derivados, y actualmente están bajo investigación. (Nain y Kumar 2022b). La siguiente figura muestra el avance de las tecnologías fotovoltaicas con el tiempo.

Figura 3. Desarrollo de tecnologías fotovoltaicas con el tiempo



Fuente: (Nain y Kumar 2022b).

Los diversos componentes de las principales tecnologías de paneles fotovoltaicos influirán en la caracterización de materiales y residuos, como se verá a continuación su composición es muy diferente, lo que hace que la tecnología de aprovechamiento de estos residuos también lo sea, es decir que no se puede aplicar la misma tecnología para los dos paneles más instalados en los últimos años:

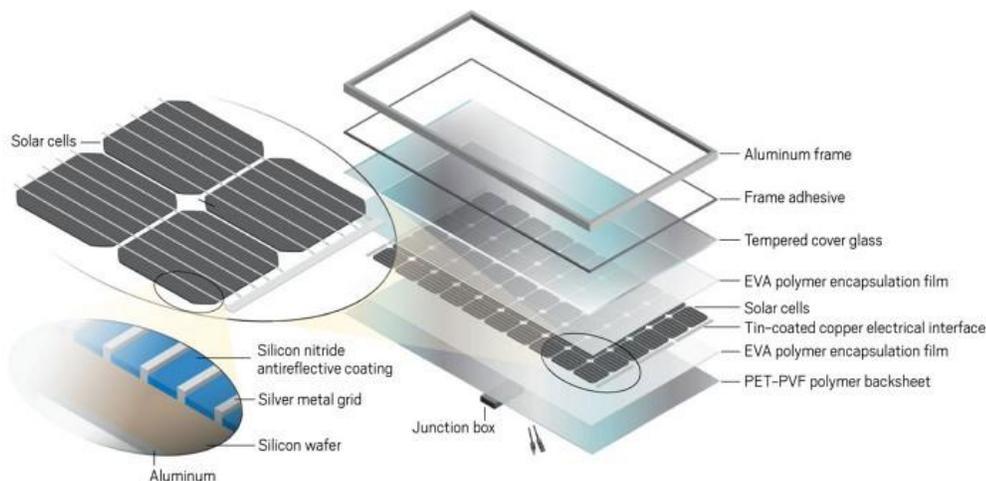
Panel c-Si (monocristalino)

La tecnología c-Si consiste en rodajas de silicio de grado solar, también conocidas como obleas, convertidas en células y luego ensambladas en paneles y conectadas eléctricamente. La celda estándar consiste en una oblea. La superficie

suele ser texturizada y puede mostrar estructuras piramidales (silicio monocristalino) o estructuras aleatorias (silicio policristalino) y una capa antirreflectante para minimizar la reflexión de la luz. (IRENA, 2016, p. 39)

Para formar un campo eléctrico, la parte frontal y posterior de la celda se contactan utilizando pastas de plata y aluminio impresas con patrón de cuadrícula. Durante un proceso térmico conocido como cocción, el aluminio se difunde en el silicio y forma el campo de la superficie posterior. Los conceptos avanzados de células agregan más capas a la oblea y utilizan la estructuración y el contacto láser para optimizar la eficiencia de la célula (IRENA, 2016, p. 39)

Figura 4. Panel C-Si



Fuente: (Heath et al., 2020)

La figura anterior, muestra la composición de los módulos solares fotovoltaicos, es de resaltar que algunos materiales se reciclan más fácilmente que otros.

Las celdas fotovoltaicas contienen un sándwich de alambres de aluminio, silicio y plata. Varias celdas se conectan en módulos mediante cables de cobre soldados con estaño y plomo. Estos módulos están encapsulados en capas de poli (etileno- co - acetato de vinilo) (EVA) similar al pegamento, cubiertos con una lámina posterior de tereftalato de polietileno (PET) y poli (fluoruro de vinilo) (PVF), rematados con vidrio y rodeados por un marco de aluminio. Luego, los módulos se conectan en paneles de tamaño completo. Este diseño robusto y resistente a la intemperie mantiene los módulos en funcionamiento durante décadas, pero también dificulta su desmontaje. (Mark Peplow, 2022)

Este sándwich, es el mayor reto tecnológico actual y más allá de esto, diversos investigadores sobre tecnologías de paneles solares del mundo, tales como Guy Chichignoud, director técnico de ROSI Solar y Meng Tao de la Universidad Estatal de Arizona convergen en que el gran inconveniente es que estos módulos no estaban destinados para ser desmantelados, además de agregar que las tecnologías actuales aún son rudimentarias para recuperar la totalidad de los materiales útiles existentes en un panel fotovoltaico y aun no hay un consenso de la mejor manera de lograr ese objetivo. (Mark Peplow, 2022)

Paneles de película delgada

Los paneles de película delgada consisten en capas delgadas de material semiconductor depositadas sobre sustratos grandes como vidrio, polímero o metal. Las tecnologías de paneles fotovoltaicos de película delgada se pueden dividir en dos categorías principales, CIGS y CdTE. (IRENA, 2016, p. 40)

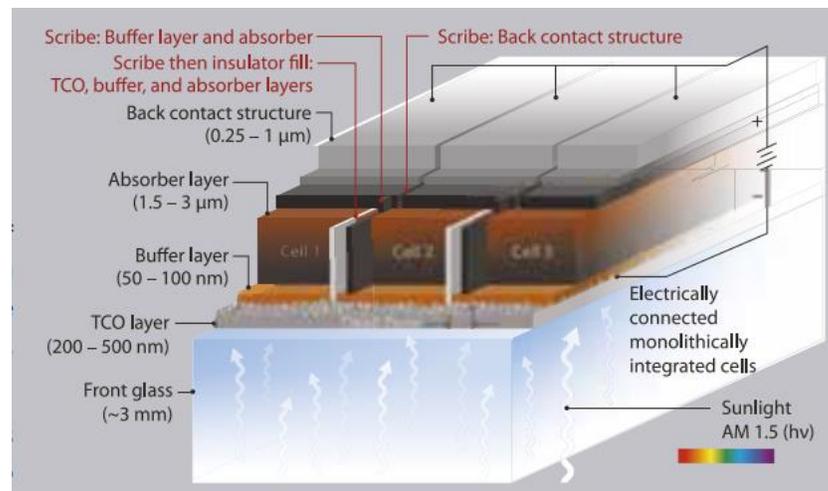
Los paneles CIGS utilizan una alta absorción de luz como semiconductor directo. El ajuste al espectro de luz se realiza variando las relaciones de los diferentes elementos en el semiconductor compuesto (por ejemplo, indio, galio y selenio). El compuesto tiene muy buenas propiedades de absorción de luz, por lo que se necesitan capas semiconductoras mucho

más delgadas para lograr eficiencias similares con los paneles C-Si (de ahí el término película delgada). Las células CIGS se depositan en un contacto posterior metálico (que puede estar compuesto de diferentes metales y aleaciones) sobre sustratos de vidrio. Los depósitos en un portador de acero o lámina de polímero también son posibles, produciendo diseños flexibles y altos rendimientos en producciones de rollo a rollo. (IRENA, 2016, p. 40)

Para formar la unión necesaria para el efecto PV (panel fotovoltaico), las capas delgadas de sulfuro de cadmio generalmente forman las capas de transferencia hetero. El óxido de zinc u otros óxidos conductores transparentes se utilizan como contacto frontal transparente, que puede contener trazas de otros elementos para una mejor conductividad. Debido a la deposición de las capas celulares sobre el sustrato, la superficie requiere una capa de encapsulación y una capa de vidrio frontal generalmente hecha de vidrio solar. Esto protege principalmente las capas de la oxidación y degradación a largo plazo a través de la entrada de agua, por ejemplo, el sulfuro de cadmio es necesario como capa amortiguadora, pero puede ser reemplazado. (IRENA, 2016, p. 40)

Aunque los paneles telururo de cadmio (CdTe) se pueden cultivar tanto en configuraciones de sustrato como de superestrato, se prefiere la configuración superestrato para obtener mejores eficiencias (hasta más del 17%). El óxido conductor transparente, las capas intermedias de sulfuro de cadmio (CdS) y CdTe, se depositan sobre el superestrato de vidrio. El grosor típico de la capa de CdTe hoy en día es de 3 micras, que tiene el potencial de reducirse a una micra en el futuro. La capa posterior puede consistir en cobre/aluminio, cobre/grafito o grafito dopado con cobre. Una capa de encapsulación lamina el vidrio posterior a la célula. (IRENA, 2016, p. 40)

Figura 5. Panel de película delgada



Fuente: (IRENA, 2016)

3.1.2.4 Clasificación de residuos generados

Clasificación general, entre peligrosos y no peligrosos

No es posible clasificar este tipo de residuos en una sola línea, es decir, solo como peligrosos o no peligrosos, ya que la mayoría de sus componentes son materiales valiosos y no peligrosos que pueden ser recuperados y reciclados, pero al mismo tiempo otros componentes en menor proporción pueden llegar a contener sustancias o compuestos peligrosos. Lo que consecuentemente, requieren de un manejo diferenciado de los demás residuos y de esta manera prevenir y controlar los impactos que se puedan llegar a ocasionar por cuenta de un manejo inadecuado. (Ministerio de Ambiente y desarrollo sostenible 2022).

En línea con lo anterior, según (IRENA, 2016, p. 43) para la clasificación de residuos de paneles fotovoltaicos, se tienen en cuenta los principios básicos de clasificación:

1. Composición del material por masa o volumen y las propiedades de los componentes y materiales utilizados. El objetivo general de estos principios de clasificación es identificar los riesgos para el medio ambiente y la salud humana que un producto podría causar durante la gestión de la vida útil, a través de la movilización de alguno de sus componentes o materiales, como por ejemplo lixiviación, en diferentes escenarios de reutilización, recuperación, reciclado y eliminación. (IRENA, 2016, p. 43)
2. Según el Convenio de Basilea sobre el control de los movimientos transfronterizos de los desechos peligrosos y su eliminación (ONU, 2016), en donde los residuos pueden clasificarse en categorías de residuos inertes, residuos no peligrosos y residuos peligrosos. Esta clasificación permite determinar las vías de envío, tratamiento, reciclado y eliminación permitidas y prohibidas. (IRENA, 2016, p. 43)

Según (IRENA, 2016, p. 44) el criterio clave para determinar la clasificación de residuos es la concentración de ciertas sustancias en un líquido que ha estado expuesto a fragmentos de los paneles fotovoltaicos rotos durante un período de tiempo definido en una proporción particular. Este lixiviado generalmente disuelve algunos de los materiales presentes en la muestra sólida y, por lo tanto, puede analizarse para determinar la concentración en masa de ciertas sustancias peligrosas. Diferentes jurisdicciones, como Alemania, Estados Unidos o Japón, establecen diferentes valores umbral para las concentraciones admisibles de lixiviados para que un material de desecho se caracterice como residuo no peligroso. Por ejemplo, el umbral para la concentración de lixiviados para el plomo que permite clasificar un panel como peligroso es de 5 miligramos por litro (mg / l) en los Estados Unidos y 0,3 mg / l en Japón. Para el cadmio, el umbral de peligro es de 1 mg/l en los Estados Unidos, 0,3 mg/l en Japón y 0,1 mg/l en Alemania. Estos se comparan con los resultados de las pruebas de lixiviación disponibles públicamente en la literatura (resumidos en Sinha y Wade, 2015) para paneles fotovoltaicos c-Si y CdTe. Van desde no detectar a 0,22 mg/l para cadmio y no detectar a 11 mg/l para plomo. Por lo tanto, en diferentes jurisdicciones, los paneles de CdTe y c-Si pudieran considerarse residuos no peligrosos o peligrosos sobre la base de los resultados de estas pruebas.

En cuanto a la clasificación reglamentaria de los residuos de paneles fotovoltaicos. Desde un punto de vista reglamentario, los residuos de paneles fotovoltaicos siguen estando incluidos en gran medida en la clasificación general de residuos. Existe una excepción en la UE donde los paneles fotovoltaicos se definen como residuos electrónicos en la Directiva RAEE. Por lo tanto, la gestión y clasificación de residuos para paneles fotovoltaicos está regulada en la UE por la Directiva RAEE, además de otra legislación relacionada con los residuos (por ejemplo, Directiva Marco de Residuos 2008/98/CE. Proporciona una codificación común de las características de los residuos para clasificar los residuos peligrosos frente a los no peligrosos, el transporte de residuos, los permisos de instalación y las decisiones sobre la reciclabilidad de los residuos, así como proporcionar una base para las estadísticas de residuos. (IRENA, 2016, p. 44)

Por lo anterior, si bien a nivel mundial no existe una clasificación de los residuos de paneles fotovoltaicos, como peligroso o no peligroso, ya que estos dependen de los umbrales de lixiviación de cada país, es posible realizar una categorización por componente y su porcentaje de masa y de esta manera establecer su tratamiento, aprovechamiento y disposición final, en cuanto a la clasificación reglamentaria, la más completa y concreta hasta la fecha es la establecida por la UE, que definen los paneles fotovoltaicos como residuos electrónicos en la Directiva RAEE. En la siguiente tabla se muestra la categoría de los residuos según los compuestos, porcentaje de masa por cada tipo de panel.

Tabla 2. Categorización de residuos por tipo de panel

TIPO DE PANEL	CATEGORIA	PORCENTAJE DE MASA	COMPUESTO
Paneles c-Si	Residuos no peligrosos	96%	Vidrio, polímero y aluminio

	Residuos peligrosos	4%	silicio, plata y trazas de elementos como el estaño y plomo
Paneles de película delgada	Residuos no peligrosos	98%	vidrio, polímero y aluminio
	Residuos peligrosos	2%	Cobre, Zinc, Indio, galio, selenio, telurio de cadmio y plomo

Fuente: Elaboración propia a partir de (IRENA, 2016)

La mayoría de los paneles instalados actualmente en el mundo, son los paneles de C-Si, con una representación del 92%, siendo los paneles de silicio multicristalino con una representación del 55% y los paneles de silicio monocristalino con un 45%. Por ser ineficientes, actualmente este tipo de paneles han sido discontinuados en los últimos años. No obstante, representan un gran volumen de generación de residuo en un futuro cercano. (IRENA, 2016)

2.1.3 Tecnologías de aprovechamiento, tratamiento y disposición final

El reciclaje de módulos fotovoltaicos proporciona valor a partir de la recuperación de materiales y beneficios para el medio ambiente, incluida la reducción del uso de energía y las emisiones asociadas con la producción de materias primas, como la producción de Si para módulos c-Si. (Jose I. Bilbao-Garvin-et al, 2021)

El presente numeral describe las tecnologías más empleadas en el mundo para el aprovechamiento, tratamiento y disposición final de los paneles solares, teniendo en cuenta la consulta bibliográfica relacionada con prácticas industriales e investigaciones en desarrollo. Los procesos que se describen a continuación están basados en los estudios realizados por el Agencia Internacional de Energía (Jose I. Bilbao-Garvin-et al, 2021) y el análisis de patentes en tecnologías de reciclaje fotovoltaico en países como Europa (EP), Alemania (DE), Francia (FR), el Reino Unido (GB), los EE. (Estados Unidos de América), China (CN), Japón (JP) y Corea (KR). (International Energy Agency Photovoltaic power systems program 2018) y (Jose I. Bilbao-Garvin-et al 2021)

La investigación y el desarrollo de tecnología para los procesos de reciclaje de módulos fotovoltaicos se ha implementado desde la década de 1990. Esta tecnología aún se encuentra en proceso de desarrollo, ya que los proyectos de investigación continúan en la búsqueda de mejores resultados en lo relacionado con mejoras de la eficiencia del proceso, aumento en las tasas de recuperación y reciclaje, rentabilidad y rendimiento ambiental. Es de resaltar que la gran mayoría de este tipo de proyectos han sido financiados por fondos públicos. (International Energy Agency Photovoltaic power systems program, 2018)

2.1.3.1 Procesos físicos, térmicos y termoquímicos de Paneles de silicio cristalino c-Si

Una celda c-Si suele tener un espesor de aproximadamente 150-180 μm , y comúnmente se compone de:

1. Una oblea de Si,
2. Una capa antirreflectante de nitruro de Si (SiN_x),
3. Un electrodo frontal de Ag y un electrodo posterior de Al.
4. Las celdas de contacto trasero del emisor pasivado (PERC)
5. Una capa de pasivación dieléctrica en la parte posterior de las celdas PERC mejora la captura de luz y reduce la recombinación de electrones.
6. En un módulo, las células están interconectadas mediante cables de soldadura de Cu, generalmente utilizando una pasta de soldadura basada en Pb.

Como se mencionó anteriormente estos módulos se encuentran encapsulados en capas de poli (etileno- co - acetato de vinilo) (EVA). Diferentes grupos de investigación han intentado separar las células del encapsulante EVA, pero los resultados no han sido completamente exitosos con respecto a la rotura celular, basado en

experimentos de laboratorio a través de procesos a escala industrial, la eliminación de la capa de acetato de vinilo de etileno (EVA) es uno de los pasos de reciclaje más desafiantes. El desafío para recuperar células intactas de un proceso de reciclaje fotovoltaico es desarrollar un método suave, para que las células permanezcan intactas. Se han probado los siguientes métodos:

1. Uso de HNO₃ para disolver EVA, pero este método lleva mucho tiempo (aproximadamente 24 horas) y el proceso daña los componentes de la celda, incluidos los electrodos Ag y Al.
2. Uso de solventes para disolver el EVA, como solventes orgánicos (por ejemplo, tolueno, benceno, tricloroetileno). Sin embargo, estos procesos también son lentos, tardando semanas en terminar la reacción química.
3. Baño ultrasónico para acelerar el proceso químico, pero el costo y los insumos de energía fueron altos.
4. Descomposición térmica de EVA en la que una reacción exotérmica quema el EVA. Las células recuperadas a menudo sufren daños durante los procesos térmicos y químicos.

Si las células intactas se pueden recuperar de los módulos fotovoltaicos, las nuevas células podrían fabricarse utilizando las obleas recicladas como materias primas. Una celda recuperada debe prepararse para su uso como una nueva oblea, lo que incluye la eliminación de los electrodos de plata (Ag) y Aluminio (Al), la capa de SiNx, el emisor y el campo de la superficie posterior.

Entre los diversos conceptos existentes de reciclaje de módulos fotovoltaicos de c-Si, tres han logrado una escala piloto o mayor:

- 1 Proceso de separación de vidrio térmico (con bisturí) ofrecido por NPC .
- 2 Proceso solo mecánico dirigido por Veolia
- 3 Proceso mecánico-químico diseñado en el proyecto de investigación Full Recovery End of Life Photovoltaic (FREL). (Jose I. Bilbao-Garvin-et al, 2021, p. 18)

Tabla 3. Descripción de tres procesos de reciclaje fotovoltaico de paneles C-Si

PROCESO	TIPO DE SEPARACION	PRODUCTOS RESULTANTES	ESTADO
Cuchillo caliente	mecánico + térmico	Marco de aluminio (Al), panel de vidrio o vidrio de desecho (al mercado) lámina posterior + celda + sándwich de etileno-acetato de vinilo (EVA) (vendido a fundición de cobre) Cu, plata (Ag) y potencialmente Pb/estaño	Escala piloto Japón
Veolia	Solo mecánico	Marco de aluminio, caja de conexiones, cables externos, dos grados de productos de vidrio reciclado, dos tamaños de partículas de un producto de plástico mixto, dos grados/tamaños de partículas de productos de Si y una fracción de metales con contenido de Cu	Escala comercial Francia
FRLP	Mecánica, térmica, hidrometalúrgica	Al marco, casco de vidrio, Ag, Cu, Si de grado metalúrgico	Escala piloto Italia

Fuente: (Jose I. Bilbao-Garvin-et al, 2021, p. 18)

Procesos de desmontaje, remoción, recuperación y tratamiento de celdas fotovoltaicas

El proceso de reciclaje de los paneles solares incluye actividades de desmantelamiento, remoción, recuperación y tratamiento, el cual se desarrolla mediante tres familias de procesos físicos (mecánicos), térmicos y químicos. Estos pueden utilizarse solos o en conjunto. La forma en que se aplican estos procesos (y el orden en que se aplican) tendrá un efecto en la calidad y el valor de los materiales recuperados. (Farrell et al., 2020). La siguiente tabla muestra una breve descripción de los procesos físicos y térmicos más usados actualmente.

Un proceso de reciclaje se divide en:

- **Desmontaje:** Extracción del bastidor de aluminio y la caja de conexiones, trituración del módulo reciclaje de la capa de vidrio, Pre-clasificación del material triturado
- **Recuperación de metales:** Materiales recuperados enviados a los respectivos recicladores (y sustrato, en el caso de módulos fotovoltaicos compuestos). (International Energy Agency Photovoltaic power systems program, 2018)

Tabla 4. Clasificación por procesos de actividades de desmantelamiento, remoción, recuperación y tratamiento

PROCESO	TIPO DE SEPARACION	PRODUCTOS RESULTANTES
Caja de conexiones	Mecánico	a. Desprender la caja de conexiones de la cubierta posterior. b. Pesar la caja de conexiones y el cableado
Marco metálico	Mecánico	a. Cortar las cuatro uniones de las esquinas del panel. b. Desprender el marco de la cubierta posterior. c. Pesar las cuatro (4) piezas que conforman el marco.
Vidrio	Mecánico	Remover manualmente el vidrio
Cubierta posterior	Térmico	Colocar el panel dentro del horno, con la termocupla se mide que la pieza llegue a 150 °C. Cuando esto sucede, se separa la cubierta posterior desde el lado más frágil y/o donde se encuentre alguna parte pelada para iniciar su remoción
Cubierta frontal	Térmico	Colocar el panel dentro del horno, con la termocupla se mide que la pieza llegue a 150 °C. Cuando esto sucede, con una pinza, una cuchilla y un alicate de punta plana se levanta la cubierta frontal separándola del vidrio.
Celdas	Vibración	a. Separar las celdas solares del polímero EVA por medio una cama vibratoria, quedando separados pero las celdas con algunos restos de EVA. b. Triturar en pedazos de 4-5 mm con el fin de llevarlo a los procesos fisicoquímicos
Contacto metálico presente en las celdas fotovoltaicas	Mecánico	Extraer los contactos de aluminios de la superficie remanente de la cubierta frontal

Fuente: (Mónica et al., 2020, p. 81)

Procesos físicos: desmontaje del vidrio y aluminio

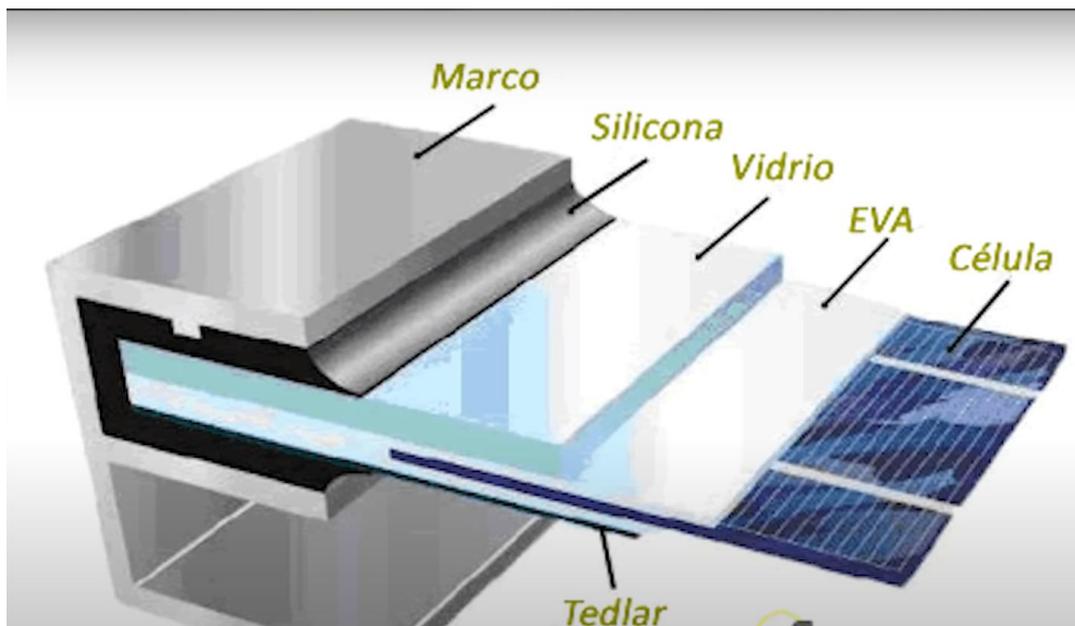
Convencionalmente, los módulos fotovoltaicos se reciclan a través de un tratamiento físico como la trituración y luego la molienda. Este método mecánico es ideal para un alto rendimiento y manejable con los flujos actuales de residuos fotovoltaicos, pero ignora los requisitos de proceso de uso intensivo de energía necesarios para formar el lingote, la oblea, la celda y el módulo de silicio, respectivamente. Al hacer un análisis de ciclo de vida (ACV), se evidencia que, no se tienen en cuenta las emisiones que se producen en estos pasos de fabricación. No obstante, sigue siendo el más utilizado actualmente. (Farrell et al., 2020, p. 7)

Como se explicó en la tabla anterior (Jose I. Bilbao-Garvin-et al, 2021, p. 18). Actualmente, el enfoque mecánico (proceso físico) es el principal proceso utilizado para separar las estructuras laminadas de los módulos fotovoltaicos cSi. Esto logra una alta tasa de recuperación de material de acuerdo con la masa del módulo, aunque algunos materiales de alto valor (que son pequeños en masa) pueden no recuperarse por completo. (International Energy Agency Photovoltaic power systems program, 2018)

El primer paso para la recuperación y el reciclaje de materiales utilizados en módulos fotovoltaicos es la separación de los componentes principales (predesmontaje), como estructuras laminadas, marcos metálicos y cajas de terminales (cable y polímeros) (International Energy Agency Photovoltaic power systems program, 2018), lo que en la siguiente

figura se denomina marco (Tendencias tecnológicas, 2021) . El aluminio o el acero de los marcos y el cobre de los cables pueden formar parte de los bucles de reciclaje de metales ya bien establecidos y, por lo tanto, tienen potencial para que este se facilite. Es de resaltar que, el Al para bastidores de módulos tiene una demanda de energía de aproximadamente 200 MJ/kg para la producción primaria, mientras que el reciclaje de Al requiere solo 8 MJ/kg, lo cual conlleva un impacto positivo para el medio ambiente. (Jose I. Bilbao-Garvin-et al, 2021)

Figura 6. Partes de una celda fotovoltaica para su desmantelamiento



Fuente: (Tendencias tecnológicas, 2021)

Figura 7. Proceso de desmontaje de marcos metálicos



Fuente: (Tendencias tecnológicas, 2021)

La figura anterior, muestra el proceso de desmontaje de marcos metálicos realizados mediante robots en la Empresa Francesa de reciclaje de paneles solares Veolia. Fuente: (Tendencias tecnológicas, 2021)

Figura 8. Remoción del marco de aluminio



Fuente: (Tendencias tecnológicas, 2021)

Figura 9. Marcos de aluminio desmontados del panel



Fuente: (Tendencias tecnológicas, 2021)

Proceso físico de desmontaje: Procesos de corte, trituración y tamizado

Posterior al desmontaje del aluminio, se procede a retirar y triturar el vidrio, mediante procesos de corte, trituración y tamizado. Estos dos materiales, el vidrio y el aluminio constituyen el 85% de la masa del panel solar, además que de todos los componentes del panel son fáciles de recuperar. (Tendencias tecnológicas, 2021) El equipo típico para eliminar impurezas como residuos de polímeros (pegamento) o tornillos de la cullet de vidrio incluye imanes, trituradoras, tamices, dispositivos de corrientes parásitas, clasificadores ópticos, clasificadores inductivos y sistemas de escape. La fracción de vidrio triturado resultante, que aún puede estar muy contaminada con silicio, polímeros y metales, se puede mezclar con otro vidrio reciclado como material aislante térmico en las industrias de espuma de vidrio o fibra de vidrio. (International Energy Agency Photovoltaic power systems program, 2018). El reciclaje de vidrio modular puede reducir el consumo de energía en aproximadamente un 40% en comparación con la energía utilizada para la producción primaria de vidrio (Jose I. Bilbao-Garvin-et al, 2021)

Figura 10. Aluminio triturado



Figura 11. Vidrio triturado

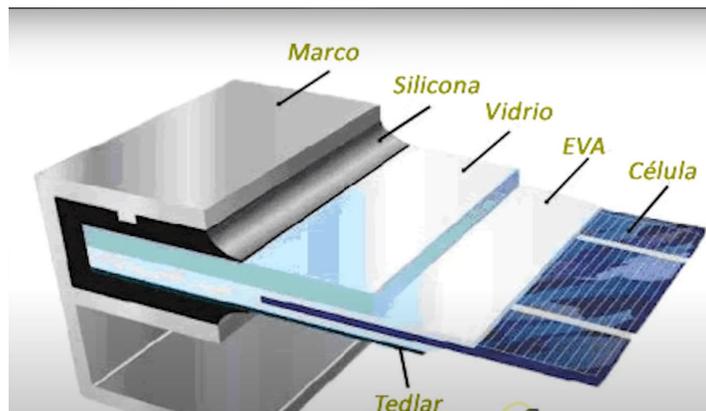


Fuente: (Tendencias tecnológicas, 2021)

Procesos térmicos

El proceso más importante y técnicamente difícil implica la separación de estructuras laminadas que consisten en vidrio, células fotovoltaicas basadas en Si y capas de polímeros (International Energy Agency Photovoltaic power systems program, 2018), es decir, las partes que se ven en la figura denominadas vidrio, EVA (acetato de vinilo de etileno) y célula (Tendencias tecnológicas, 2021). El resto del panel se somete a un tipo de procesamiento térmico a 500°C, que permite la recuperación de parte de los materiales plásticos despegar el vidrio de un módulo de celdas solares.

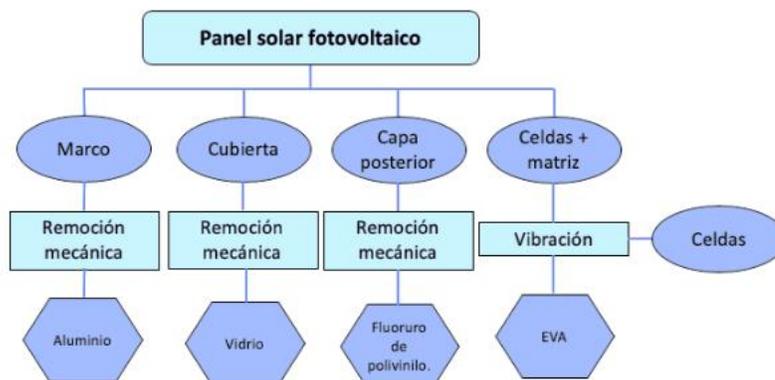
Figura 12. Separación del vidrio – Células fotovoltaicas y pegamento EVA



Fuente: (Tendencias tecnológicas, 2021)

Algunos investigadores han utilizado solventes orgánicos para eliminar el EVA, pero esta es una táctica costosa que podría generar grandes cantidades de residuos peligrosos. En cambio, algunos recicladores comerciales queman el EVA y otros polímeros en un horno a aproximadamente 500 °C. Es de resaltar que poner lotes de módulos fotovoltaicos de 1 m de ancho a través de este proceso de pirólisis requiere un gran horno y mucha energía. Un tercer método utiliza calentadores infrarrojos y un cuchillo vibratorio para cortar el vidrio de un panel. (Mark Peplow, 2022)

Figura 13. Proceso de desmantelamiento, tratamiento y disposición final de un panel fotovoltaico de silicio



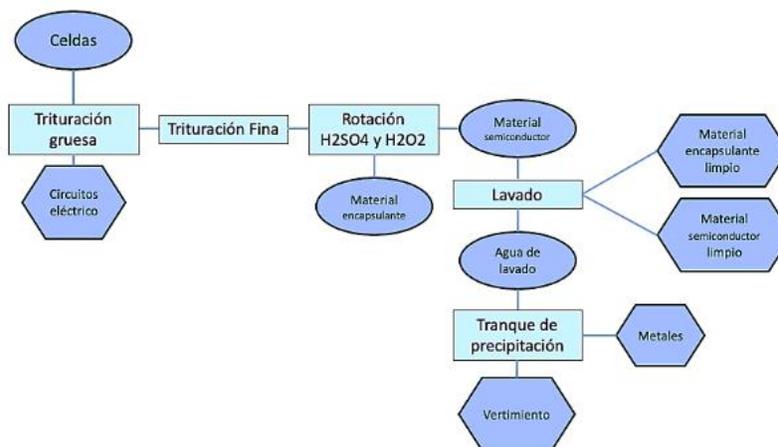
Fuente: (Mónica et al., 2020, p. 82)

Proceso termoquímico para la recuperación de materiales valiosos

Actualmente, existen diferentes rutas de reciclaje para los llamados materiales valiosos, los cuales son: Plata (Ag), cobre (Cu), aluminio (Al) y silicio (Si). Como ya se mencionó anteriormente el Al es recuperado mediante procesos mecánicos, mientras que el Cu, Ag y Si pueden recuperarse a través de procesos químicos o térmicos, lo cual con lleva a la liberación de metales pesados peligrosos como el plomo (Pb). (Fiandra et al., 2019)

Por lo general la extracción de estos metales se realiza mediante uno o varios de los siguientes métodos: Precipitación, electrolisis gasificación y pirolisis, sobre las capas de polímeros Etil-Vinil-Acetato (EVA), generando gases, aceites y cenizas sobre los cuales se realizan más procesos de lixiviación ácida con altas temperaturas, electrólisis para realizar una separación de silicio cristalino, iones metálicos y contaminantes. La siguiente figura y tabla explican estos procesos. (Mónica et al., 2020)

Figura 14. Proceso de desmantelamiento, tratamiento y disposición final de una celda



Fuente: (Mónica et al., 2020, p. 82)

Tabla 5. Procedimientos fisicoquímicos-posteriores al desmantelamiento en un panel

PROCESO	MATERIAL QUE SEPARA	PROCEDIMIENTO
Pirolisis en continuo con gasificación	Polímero EVA y celdas de silicio	Por medio de calor y con presencia controlada de oxígeno, se produce la degradación de materiales en estado líquido o sólido, reduciendo el volumen del residuo convirtiéndolo en gas o combustible, exceptuando vidrio y metales. Después de que las celdas han pasado por este proceso quedan gases, gas-aceite y cenizas de silicio cristalino
Lixiviación ácida (H ₂ SO ₄ y H ₂ O ₂)	Cenizas de silicio cristalino	Con un disolvente líquido (ácido), el material en estado sólido pulverizado disuelve uno de sus componentes. Este procedimiento es implementado para la separación de iones metálicos del silicio como cadmio y plomo. Se almacena el silicio purificado como materia prima para uso en la industria de la metalurgia.
Electrólisis	Solución con metales contaminantes	Separación de sustancias sumergidas en una disolución, a través de corriente eléctrica continua. Con este paso se recuperan los iones metálicos separados del silicio que quedan en la solución luego de la lixiviación

Fuente: (Mónica et al., 2020, p. 82)

A pesar de que existe la tecnología para recuperar materiales más valiosos como silicio, plata, entre otros (ya que se encuentran contaminados con otros componentes del panel como partes del vidrio). La recuperación de estos sigue siendo un reto para la gran mayoría de las industrias de reciclaje, ya que los procesos aún son ineficientes y costosos.

A pesar de que estos dos materiales solo representan el 3% del peso del panel, su valor se encuentra alrededor del 75% del precio del panel. Actualmente las investigaciones se encuentran enfocadas en procesos de reciclaje que permitan extraer estos materiales en su estado más puro y alcanzar el 100%. Una de las empresas que asegura que logró este objetivo es Rosi Solar, cuyo proceso se encuentra en reserva. Se espera que la empresa Rosi solar inicie operaciones con este proceso a finales del presente año. (Tendencias tecnológicas, 2021)

En la siguiente figura (16) se observan los materiales valiosos contaminados con otros materiales, en donde se puede ver la complejidad de su separación mezclados y en la figura 17 se observa los materiales recuperados.

Figura 15. Mezcla de materiales de vidrio, plata y silicio



Fuente: (Tendencias tecnológicas, 2021)

Figura 16. Materiales de silicio y plata separados



Fuente (Tendencias tecnológicas 2021)

2.1.4 Procesos físicos, térmicos y termoquímicos Panel fotovoltaico de película delgada

Las tecnologías de película delgada actualmente representan una pequeña porción del mercado fotovoltaico. Estos módulos se pueden reciclar mediante una combinación de tratamientos mecánicos y químicos. Los procesos a gran escala aún se encuentran en las primeras etapas, pero se espera que mejoren a medida que aumenten los volúmenes de residuos. (Jose I. Bilbao-Garvin-et al, 2021)

En los últimos años, han sido estudiadas rigurosamente las técnicas de reciclaje de las celdas de CdTe (Telurio y Cadmio) y CIGS (seleniuro de cobre-indio-galio), debido a la sensibilidad ambiental de algunos componentes, como por ejemplo el Cadmio que es altamente tóxico y tiene restricciones de uso en algunos gobiernos. (Jose I. Bilbao-Garvin-et al, 2021)

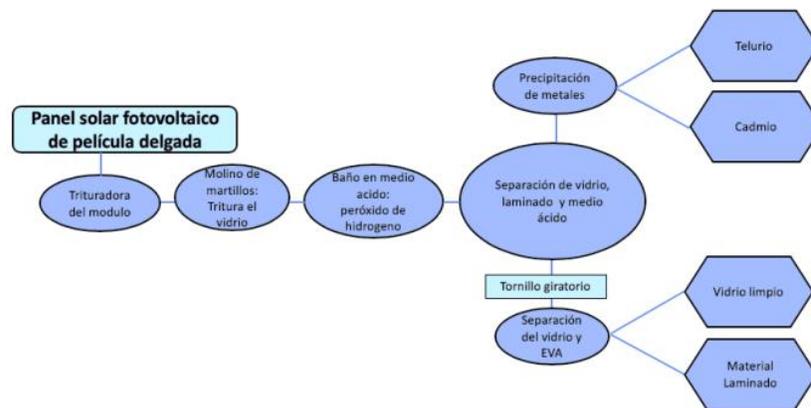
Actualmente, First Solar, realiza el proceso de reciclaje de CdTe de First, el cual se describe a continuación (Jose I. Bilbao-Garvin-et al, 2021):

1. Trituración de los módulos a través de un molino de martillos
2. Eliminación de películas semiconductoras en un tambor de lixiviación lenta.
3. Exposición del vidrio restante en una mezcla de ácido sulfúrico y peróxido de hidrógeno.
4. Separación del EVA y vidrio a través de una pantalla vibratoria.
5. Precipitación de compuestos metálicos con hidróxido de sodio.

Este proceso recupera el 90% del vidrio para su uso en nuevos productos y el 95% de los materiales semiconductores para su uso en nuevos módulos.

Aparte de CdTe, el reciclaje de módulos fotovoltaicos de película delgada todavía se encuentra en sus primeras etapas. Sin embargo, a medida que aumenten los volúmenes de residuos y la cantidad correspondiente de conocimiento sobre el tratamiento de residuos, el proceso mejorará (Mónica et al., 2020). Hasta ahora, se ha demostrado el reciclaje a escala de laboratorio de varios CIGS y diseños de módulos de perovskita, aunque los perovskitas son un área emergente de investigación, la circularidad parece posible, a pesar de las preocupaciones sobre el contenido de Pb. (Jose I. Bilbao-Garvin-et al, 2021)

Figura 17. Proceso de desmantelamiento, tratamiento y disposición final de un panel de película delgada



Fuente:(Mónica et al., 2020, p. 83)

En la siguiente tabla se muestran las tecnologías para el aprovechamiento de paneles de película delgada y su estado de avance.

Tabla 6. Procesos de reciclaje de módulos de película delgada

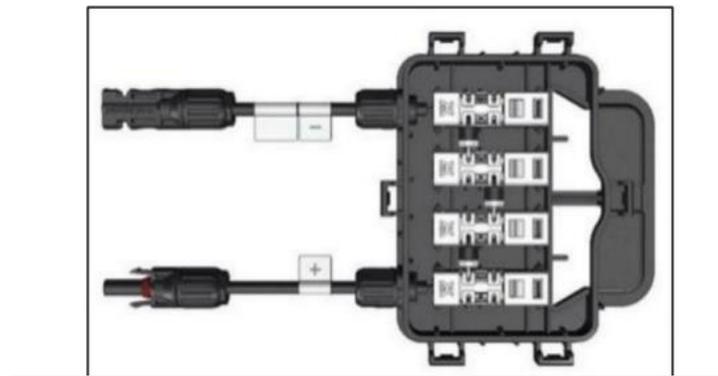
PROCESO	ESTADO
Disolución de disolvente orgánico	Investigación
Irradiación por laser	Investigación
Corte con hilo caliente	Investigación
Chorro de vacío	Investigación (Piloto)
Desgaste	Investigación (Piloto)
Flotación	Investigación (Piloto)
Desintegración física	Comercial
Proceso mecánico y húmedo	Comercial
Grabado químico	Comercial
Tratamiento térmico	Comercial
Lixiviación	Comercial

Fuente: (Jose I. Bilbao-Garvin-et al, 2021):

Caja de conexiones y otros elementos de las instalaciones fotovoltaicas.

La caja de conexiones de un módulo fotovoltaico es un compartimento de plástico que contiene las conexiones eléctricas del módulo, incluidas las conexiones de cadena fotovoltaica y los diodos de derivación. Las cajas de conexiones generalmente se descuidan en los estudios de reciclaje fotovoltaico, porque las cajas son fáciles de recuperar y los procesos para reciclar la mayoría de los materiales son bien conocidos. (Jose I. Bilbao-Garvin-et al, 2021, p. 26)

Figura 18. Vista interior de una caja de conexiones fotovoltaicas



Fuente: (Jose I. Bilbao-Garvin-et al, 2021, p. 26)

Las cajas de conexiones generalmente se separan manualmente de los módulos fotovoltaicos, después de lo cual se pueden dismantelar y reciclar los materiales a través de procesos estándar de desechos electrónicos. La caja está hecha de termoplásticos rellenos de silicona de curado (para aislamiento). La separación de los componentes es posible pero no siempre económicamente factible. El proceso más común es enviar el plástico a una planta de incineración, preferiblemente con recuperación de energía. Los cables dentro de la caja de conexiones contienen un conductor de Cu, que se separa de los plásticos durante el proceso de reciclaje y se recupera. En la industria del reciclaje se han utilizado métodos para recuperar Cu de los cables. (Jose I. Bilbao-Garvin-et al, 2021, p. 27)

Otros componentes de las instalaciones Fotovoltaicas

La bibliografía consultada hace pocas referencias a los demás dispositivos, tales como (BOS, inversores y cables) de las instalaciones fotovoltaicas, los cuales representan una menor cantidad en generación de residuos comparada con la de paneles solares, tal y como se comentó en la página 15 del documento. No obstante, igual que la caja de conexiones se pueden tratar mediante procesos de reciclaje ya conocidos.

2.1.5 Identificación de las mejores tecnologías en desarrollo para el aprovechamiento

El autor (Jose I. Bilbao-Garvin-et al, 2021), en el documento, Directrices para módulos de reciclaje, identifica las siguientes futuras tecnologías, enfocados a procesos específicos de pirolisis y pretratamientos en las capas de Aluminio y cobre, que facilitarían la extracción de materiales aprovechables disminuyendo la generación de residuos peligrosos de otros componentes.

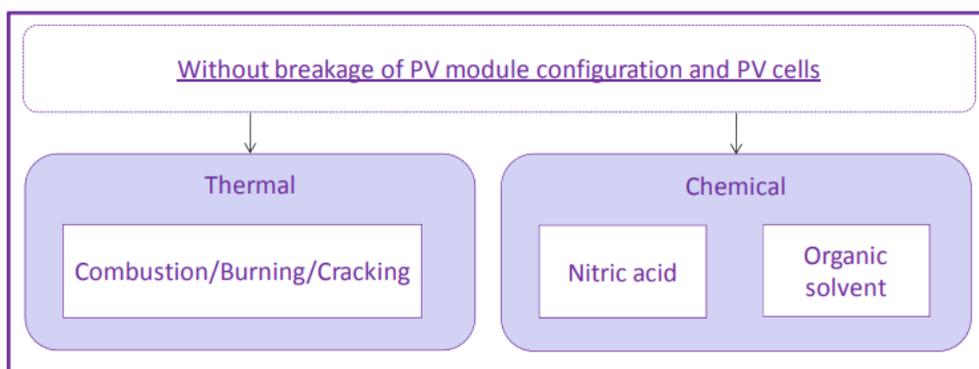
En cuanto a avances a nivel industrial, la empresa francesa Rosi, se encuentra posicionada como líder en el mundo en cuanto al desarrollo de tecnología para obtener la mejor calidad de silicio reciclado, el cual es apto para reintegrarse en la cadena de valor. (EIT Raw Materials, 2019)

Tecnologías de aprovechamiento Propuestas para la eliminación de encapsulante

Algunas investigaciones, proponen procesos térmicos y químicos que representan combustión (horno a 500-600°C) para generar como consecuencia un agrietamiento que permite el retiro del EVA mediante la separación manual y así lograr una mayor tasa de aprovechamiento de las obleas de Si. Las obleas de Si recicladas se pueden reproducir para crear nuevas obleas después de someterse a un proceso de células fotovoltaicas. Estas actividades de investigación y desarrollo no se han comercializado por razones económicas. Sin embargo, tales experiencias han sido lecciones aprendidas para la investigación y el desarrollo recientes utilizando enfoques térmicos. (International Energy Agency Photovoltaic power systems program, 2018)

Una de las tecnologías en desarrollo, es el estudio de la eliminación del encapsulante en los paneles de silicio (Tal y como se observa en la figura), para lo cual se están estudiando dos procesos: Térmico, el cual incluye una combustión, quemado y agrietamiento. De otro lado el químico a través del uso de sustancias tales como ácido nítrico y solvente orgánico donde los módulos fotovoltaicos se sumergen y son separados mediante reacciones químicas. En general, el enfoque químico requiere más tiempo que el enfoque térmico; sin embargo, el rendimiento de las células de Si recuperadas sin daño es mayor en el enfoque químico que en el enfoque térmico. Se concluyó que se debe utilizar un disolvente alternativo dados ciertos factores económicos y ambientales (IEA-International energy agency photovoltaic power systems program., 2018). La siguiente figura resume los procesos térmicos y químicos y sus alternativas.

Figura 19. Enfoques para eliminar el encapsulante en módulos C-Si. Estado inicial

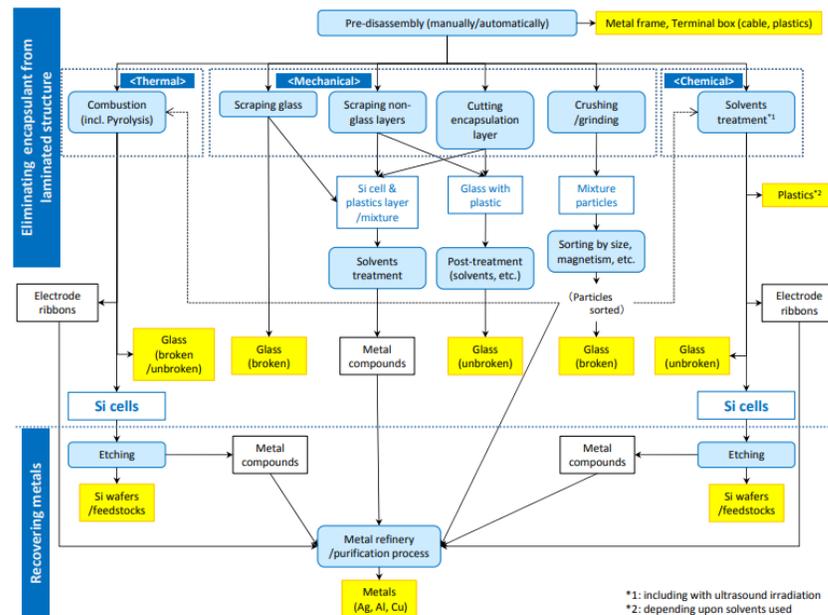


Fuente: (International Energy Agency Photovoltaic power systems program, 2018, p. 49)

2.1.5.1 Tecnologías para mayor reciclaje de módulos fotovoltaicos C-Si

Para un mayor reciclaje de materiales, se propone un proceso térmico que incluye combustión y pirolisis, un tratamiento mecánico que implica triturar, raspar vidrio o capas, y cortar la capa de encapsulación. Estos métodos rompen las estructuras laminadas, con pasos adicionales posteriores para separar vidrio, metales, incluidas las células de Si, y polímeros combinados. Finalmente, el proceso químico, a través del uso de solventes. La siguiente figura describe los procesos, así como los materiales que podrían aprovecharse. (International Energy Agency Photovoltaic power systems program, 2018)

Figura 20. Posible proceso para el reciclaje de Paneles C-Si



Fuente: (International Energy Agency Photovoltaic power systems program, 2018, p. 59)

Otras investigaciones (Dias et al., 2018), se encuentran investigando la recuperación de metales en los paneles solares mediante un proceso electrostático, utilizando rodillos cargados eléctricamente que separan estos materiales de acuerdo con el peso y sus propiedades. Las ventajas de este proceso es que contamina menos y consume menos energía. Una de las compañías que se encuentra desarrollando esta investigación es Solarcycle.

Esta figura resume los tipos de macroprocesos para el aprovechamiento de materiales de celdas de Si (color azul oscuro en el diagrama), los cuales tienen dos enfoques principales:

1. Eliminación del encapsulante
2. Recuperación de materiales
3. Eliminación del Encapsulante

Para la eliminación del encapsulante, se encuentran en desarrollo e investigación los procesos térmicos, mecánicos y químicos (color azul oscuro en el diagrama). En donde cada uno tiene actividades específicas (azul claro en el diagrama), por medio de las cuales se obtienen unas salidas de carácter aprovechable (color amarillo en el diagrama) o subproductos que requieren de un tratamiento adicional para posteriormente ser aprovechados (Color azul con fondo blanco en el diagrama). A continuación, se relacionan los procesos para la eliminación del encapsulante, así como sus salidas y subproductos:

- Proceso Térmico: Requiere combustión, en la mayoría de los casos por pirolisis, obteniendo células de silicio para el siguiente paso de recuperación, cintas de electrodos y vidrio roto.
- Proceso Mecánico: Incluye actividades, tales como: raspado de vidrio y corte de encapsulante, obteniendo como salida celdas de Si, capas de plástico mixto, vidrio con plástico y entre otras partículas mezcladas, el Si y el vidrio reciben un post tratamiento con solventes, mientras que las partículas son separadas para aprovechar el vidrio.
- Proceso Químico: A través de tratamientos con solventes (los cuales se encuentran en investigación como se mencionó en la figura anterior), salen plástico, vidrio y celdas de Si.

Recuperación de materiales

Proceso térmico y químico: La entrada en este proceso es dada por la celda de Si, la cual, mediante un proceso de grabado, se libera el Si en forma circular (obleas de Si) y componentes metálicos, los componentes metálicos son recuperados mediante su refinamiento y purificación.

Proceso mecánico: los metales se recuperan mediante procesos de refinamiento y purificación, recuperando plata, aluminio y cobre.

2.1.5.2 Tecnologías para mayor reciclaje de módulos fotovoltaicos de película delgada

Para un mayor reciclaje de materiales, así como en los paneles de c-Si, en los paneles de película delgada, también se propone un proceso térmico que incluye combustión y pirólisis, un tratamiento mecánico que implica un proceso de descomposición de estructuras laminadas, con un proceso adicional para recuperar metales del vidrio. Posteriormente un proceso con enfoque óptico, el cual tiene dos opciones: Uso de láser, o de lámpara de flash. La siguiente figura describe los procesos, así como los materiales que podrían aprovecharse. (International Energy Agency Photovoltaic power systems program, 2018)

Figura 21. Posible proceso para el reciclaje de Paneles de Película Delgada

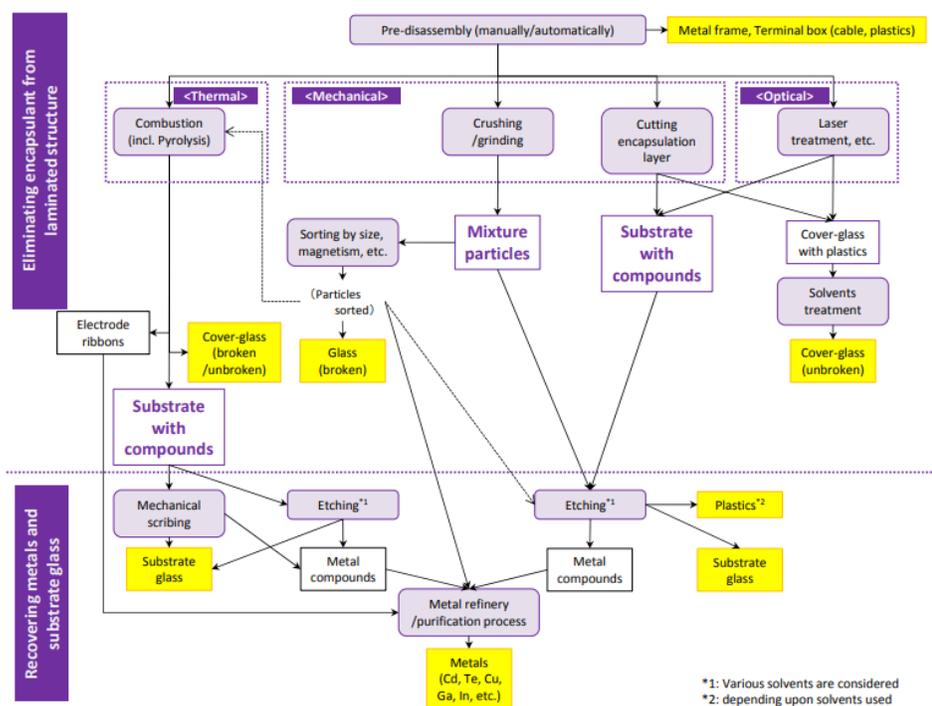


Fig. 3-9 Possible processes for compound PV module recycling

Fuente: (International Energy Agency Photovoltaic power systems program, 2018, p. 65)

1. Eliminación del Encapsulante

Para la eliminación del encapsulante, se encuentran en desarrollo e investigación los procesos térmicos, mecánicos y ópticos (color morado oscuro en el diagrama). En donde cada uno tiene actividades específicas (morado claro en el

diagrama), por medio de las cuales se obtienen unas salidas de carácter aprovechable (color amarillo en el diagrama) o subproductos que requieren de un tratamiento adicional para posteriormente ser aprovechados (cajas con fondo blanco en el diagrama). A continuación, se relacionan los procesos para la eliminación del encapsulante, así como sus salidas y subproductos:

- Proceso Térmico: Requiere combustión, en la mayoría de los casos por pirolisis, lamina de vidrio y sustratos con componentes
- Proceso Mecánico: Incluye actividades, tales como: clasificación por magnetismo, tamaño, trituración y molienda, obteniendo como salida partículas mixtas, sustratos por componentes metálicos
- Proceso óptico: A través de tratamientos con láser. Se obtienen sustratos con componentes y vidrio con plástico, el cual recibe un tratamiento con solventes para separar el vidrio y aprovecharlo.

2. Recuperación de materiales

- Proceso térmico: La entrada en este proceso es dada por los sustratos por componentes y a través de procesos mecánicos de grabado salen compuestos de metales y sustrato de vidrio. Los componentes metálicos son recuperados mediante refinamiento y purificación.
- Proceso mecánico: Los metales se recuperan mediante procesos de refinamiento y purificación, recuperando cadmio, cobre, galio, indio, telurio, etc, plástico y sustrato de vidrio.

El Departamento de Energía de EE. UU. anunció un nuevo esfuerzo de inversión en investigación \$ 20 millones de dolares en tres años para acelerar el desarrollo y la eficiencia de las tecnologías de telurio de cadmio (CdTe). (Karas et al., 2022)

2.1.5.3 Herramientas tecnológicas

PV ICE

A través de la herramienta PV ICE, se pretende modelar proyecciones de módulos instalados a futuro, residuos generados, eficiencias de rendimiento de fabricación y tasas de fracaso. También modela escenarios relacionados con los comportamientos en los flujos de materiales según la toma de decisiones. Esta herramienta permite explorar la fiabilidad en cuanto a procesos de reparación, reutilización, re-fabricación y reciclaje, así como el alargamiento (50 años) o disminución de la vida útil (15 años) de los paneles solares (Fisher, 2022)

LCA (ACV)

Otro campo de investigación que se encuentra en proceso de desarrollo es la medición de los impactos ambientales mediante herramientas como ACV (Análisis de Ciclo de vida) y análisis multicriterio en los procesos de reciclaje, así como en la gestión de residuos de celdas fotovoltaicas. (Nain & Kumar, 2022b)

La evaluación del perfil ambiental de un producto o servicio es la caracterización de su huella ecológica; una descripción de las interacciones con su entorno y, por lo tanto, de los impactos asociados. Se han desarrollado varias herramientas para realizar dicha evaluación. Uno de ellos es el llamado Análisis de Ciclo de Vida (ACV), una metodología sistemática que determina indicadores relacionados con categorías de impacto que cuantifican la carga ambiental de cada fase del ciclo de vida del producto. La metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) se utiliza para analizar el desempeño ambiental de los sistemas fotovoltaicos y los métodos de gestión de residuos que se han desarrollado recientemente (Herceg et al., 2020).

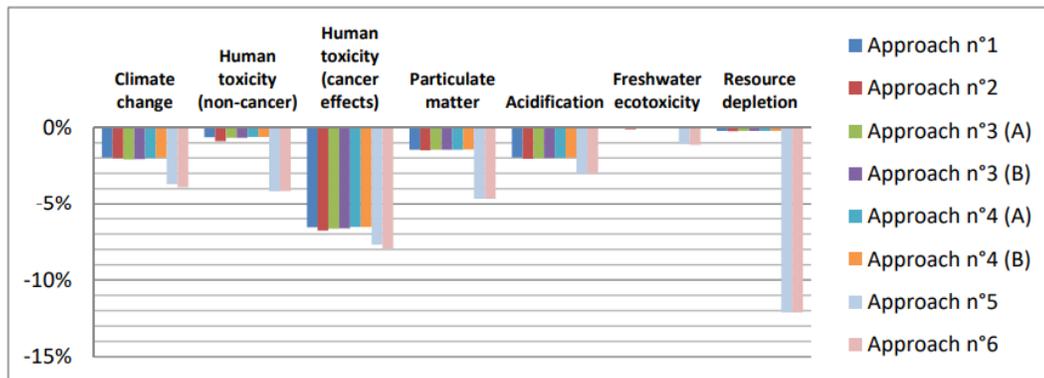
A modo de ejemplo, a continuación, se muestra un resultado de LCA, en donde se tuvieron en cuenta diferentes enfoques de gestión de un panel solar C-Si y de película delgada y como según el enfoque determinado, se cuantifican los impactos ambientales relevantes. (Herceg et al., 2020).

Impactos en la producción de electricidad con celdas fotovoltaicas

Las siguientes figuras muestran el impacto de los diferentes enfoques de EoL analizados en relación con los impactos de la producción de 1 kWh de electricidad. Para mono-Si y multi-Si se han utilizado los mismos enfoques de reciclaje con los mismos impactos por kg de residuos. Debido a las diferentes eficiencias de conversión, se deben reciclar diferentes cantidades de residuos por kWh de electricidad producida. Los

resultados se muestran en el eje negativo, ya que describe las reducciones del perfil original. (Herceg et al., 2020, p. 7)

Figura 22. Potencial contribución de la gestión de residuos al perfil medioambiental por la producción de electricidad con módulos Mono-Si



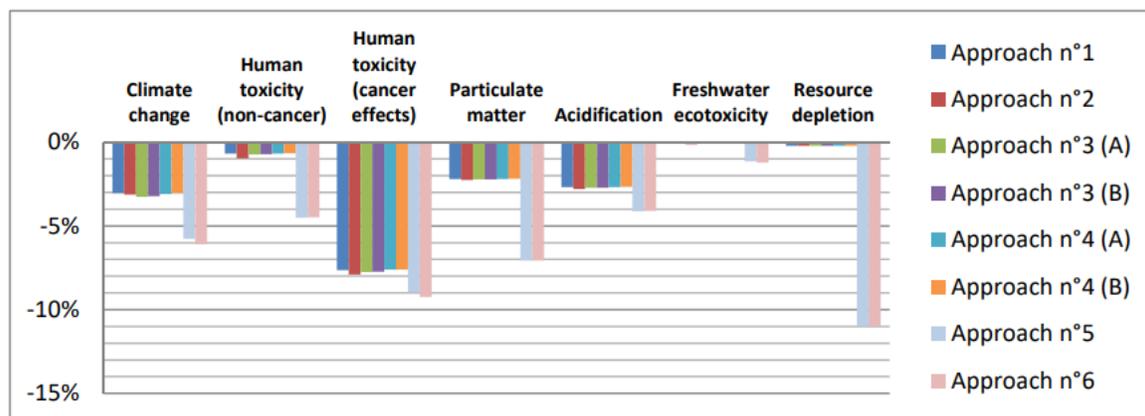
*Cambio Climático- toxicidad humana (no cancerígenos)- Toxicidad humana (Efectos cancerígenos)- Material particulado-Acidificación-Ecotoxicidad en agua dulce-Agotamiento de recursos.

Fuente: (Herceg et al., 2020, p. 7)

- Módulos Mono-Si

La figura anterior muestra que el reciclaje de módulos mono-Si tiene una alta capacidad de reducir los impactos dentro de la categoría de impacto toxicidad humana (efectos cancerígenos) para cada enfoque con reducciones potenciales que van desde -6.6% a -7.9% del total. El "agotamiento de los recursos" podría reducirse en aproximadamente un 12% cuando se considera la recuperación dedicada, pero es insignificante para cualquier otro enfoque. El efecto más bajo se puede observar para la "ecotoxicidad del agua dulce", que oscila entre 0% y -1.1%. Se puede observar que para los enfoques básicos de reciclaje (n°1 a n°4) los beneficios ambientales son comparables en todas las categorías. Los enfoques n° 5 y n° 6 (reciclaje dedicado) también funcionan de manera similar en todas las categorías de impactos. (Herceg et al., 2020, p. 7)

Figura 23. Potencial contribución de la gestión de residuos al perfil medioambiental por la producción de electricidad con módulos Multi-Si



*Cambio Climático- toxicidad humana (no cancerígenos)- Toxicidad humana (Efectos cancerígenos)- Material particulado-Acidificación-Ecotoxicidad en agua dulce-Agotamiento de recursos.

Fuente: (Herceg et al., 2020, p. 7)

- Módulos Multi-Si

La contribución relativa del reciclaje Multi-Si en todas las categorías de impacto, con excepción del "agotamiento de recursos", implica un mayor potencial que los del reciclaje de Mono-Si, como se presenta en la Figura 7. Para el "cambio climático" y el "material particulado", las reducciones potenciales de aproximadamente el 3% surgen de los enfoques n°1 a n°4, y de alrededor del 6-7% de los enfoques n°5 o n°6. Con reducciones potenciales de hasta el 1,2%, los efectos de cualquier enfoque sobre la "toxicidad del agua dulce" son insignificantes. Dentro del "agotamiento de los recursos", los impactos de los enfoques n°1 a n°4 son insignificantes, mientras que los de los enfoques n°5 y n°6 son del 11% respectivamente (Herceg et al., 2020, p. 8)"

2.1.6 Impactos Ambientales

En las siguientes tablas se describen los impactos ambientales identificados para paneles de Silicio y de película delgada según. (Mónica et al., 2020, pp. 84-85)

Tabla 7. Principales impactos ambientales de los materiales utilizados en los paneles de silicio

CAPA	MATERIAL	IMPACTO AMBIENTAL
Celdas solares policristalinas e interconexiones metálicas	Silicio	El silicio es el material de mayor porcentaje que se encuentra en las celdas de paneles policristalinos y monocristalinos; no se disuelve bien en el agua, pero al estar expuesto al aire libre puede generar material particulado con un nivel de toxicidad bajo
	Plomo	Puede generar lixiviados al contacto con el agua, afectando ecosistemas, porque queda en el suelo y/o en cuerpos de agua. En animales y humanos afecta el sistema nervioso, cardíaco y respiratorio, en concentraciones altas puede causar la muerte.
Caja de conexiones	Caja de conexiones	La disposición en un relleno es muy difícil después de la compactación, sin embargo, es posible un co-procesamiento (convertirlo en materia prima o combustible de un proceso industrial específico)
Marco	Aluminio	Este material no contamina ya que puede ser reciclado y reutilizado, vendido como elemento de baja calidad por sufrir deformaciones al momento de la separación. Sin embargo, la cubierta posterior contiene en algunos casos flúor que en tratamientos térmicos puede desprender emisiones.
Vidrio protector	Vidrio	El vidrio es un material que puede ser vendido como materia prima, posterior al proceso queda triturado como calcín (fragmentos de aproximadamente 4 mm de longitud de vidrio reciclado).
El encapsulante	Polímero (EVA)	Por su difícil desprendimiento de la cubierta posterior, es complejo llevar a cabo su tratamiento, sin embargo, es un material fácil de reciclar y reutilizar cuando está libre, clasificándose como plástico. En algunos casos ha sido recomendado

		probar termoplásticos que faciliten la separación del material.
--	--	---

Fuente: (Mónica et al., 2020, p. 84)

Tabla 8. Principales impactos ambientales de los materiales utilizados en paneles de película delgada

CAPA	MATERIAL	IMPACTO AMBIENTAL
Celdas solares CIGs e interconexiones metálicas	Selenio	Con un 53% es el material de mayor porcentaje en los paneles de películas delgadas CIG. Una gran exposición en el aire puede generar en el ser humano, mareos y fatiga; en contacto con el agua puede formar ácido de selenio. Sin embargo, esto no genera grandes afectaciones a los seres vivos ni ecosistemas ya que las reacciones con diferentes sustancias no son estables en el tiempo.
	Cobre	La exposición de cobre para la salud humana no presenta mayor riesgo, sin embargo, cuando este se concentra en grandes cantidades en el suelo afecta el crecimiento de plantas, volviendo el suelo infértil, igualmente cuando un animal ingiere el cobre por estar presente en las plantas, puede ser mortal
	Galio	El galio puro no presenta riesgos para el ser humano, sin embargo, cuando se presenta en compuestos puede afectar la salud, como dificultad en la respiración o dolores de cabeza. El galio afecta cuerpos de agua cuando su concentración es elevada, pues se requiere sustancias radioactivas para su separación.
	Indio	Altamente tóxicos para la salud humana, pero no han sido investigados los efectos que puedan presentarse al medio ambiente
Celdas solares de película delgada CdTe e interconexiones metálicas	Cadmio	Es un metal pesado de mayor porcentaje en las celdas de paneles de película delgada CdTe, este material es cancerígeno tanto para animales y personas en concentraciones de 50 mg/hora puede ser mortal, igualmente al contacto con agentes corrosivos o ácidos genera lixiviados, afectando ecosistemas.
Caja de conexione	Telurio	La inhalación de telurio puede causar afectaciones en el sistema nervioso central y su ingestión dolor abdominal, estreñimiento y vomito.
	Caja de conexiones	La disposición en un relleno es muy difícil después de la compactación, sin embargo, es posible un co-procesamiento (convertirlo en materia prima o combustible de un proceso industrial específico) que genera una alta carga ambiental
Marco y cubierta posterior	Aluminio	Este material no contamina ya que puede ser reciclado y reutilizado, vendido como elemento de baja calidad por sufrir deformaciones al momento de la separación. Sin embargo, la cubierta posterior contiene en algunos casos flúor que en tratamientos térmicos puede desprender emisiones.
Vidrio protector	Vidrio	El vidrio es un material que puede ser vendido como materia prima, posterior al proceso queda triturado como calcín (fragmentos de aproximadamente 4 mm de longitud de vidrio reciclado).
Encapsulante	Polímero (EVA)	Por su difícil desprendimiento de la cubierta posterior, es complejo llevar a cabo su tratamiento, sin embargo, es un material fácil de reciclar y reutilizar cuando está libre, clasificándose como plástico. En algunos casos ha sido

		recomendado probar termoplásticos que faciliten la separación del material
--	--	--

Fuente:(Mónica et al., 2020, p. 85)

Además de los procesos descritos anteriormente, los procesos de químicos tales como electrolisis, lixiviación acida y pirolisis generan impactos relacionados con contaminación de las fuentes hídricas y emisiones tales como dioxinas y furanos en el caso de la pirolisis (Mónica et al., 2020)

2.1.7 Costos de tecnologías

Según la revisión bibliográfica en relación con los costos de inversión de una planta de aprovechamiento de residuos de paneles solares, estos mencionan inversiones de riesgos o inversiones para continuar con el desarrollo e investigación en procesos específicos (físico, térmico, químico). Sin embargo, el mercado no establece costos precisos frente a una tecnología u otra, debido a que estas aún se encuentran en fases piloto y las que ya están en marcha no mencionan sus costos de implementación ni de operación.

Por lo anterior, este numeral menciona costos de inversión de algunas compañías de reciclaje de paneles solares en investigaciones específicas, así como valores aproximados del costo que tiene actualmente el reciclar un panel solar frente a la insostenible realidad de costos de disposición inadecuada en un relleno sanitario.

Otro análisis que se mencionará es el valor que tienen actualmente los materiales reciclados versus la extracción de estos como materias primas puras, debido a que el mundo actualmente cuenta con oferta de estos recursos. Según estudios consultados el mercado de materiales recuperados sufrirá una variación positiva que permitirá promover las tecnologías de aprovechamiento, debido a que estos precios van a cambiar por la gran demanda de estos materiales para la fabricación de nuevos paneles contra el agotamiento de estos recursos, lo que generará un aumento de precios en estos materiales recuperados, este fenómeno generará como consecuencia la factibilidad de implementar mayores tecnologías en reciclaje de estos materiales gracias al principio de la economía de la oferta y la demanda.

A continuación, se mencionan algunos aspectos, que no solo influyen en los costos de estas tecnologías y el mercado de los materiales valiosos recuperados, sino también son factores clave para que la energía solar sea realmente sostenibles a largo plazo y hasta el fin de la vida útil de un panel solar.

La política gubernamental de obligación de reciclar

El hecho de establecer mediante mandato normativo la responsabilidad a los productores a reciclar y establecer el pago de una tasa de reciclaje, la cual va destinada a un gestor externo (como es el caso de Europa con PV Cycle), contribuye a subvencionar esta actividad, logrando que todos los actores implicados asuman su responsabilidad y existan las opciones para llevar a cabo estos procesos de reciclaje. (Wesoff, 2022)

Costos de la tecnología de reciclaje

Los costos de las tecnologías de reciclaje están influenciados por: la normatividad vigente, la región o país, el tipo de productos, componentes y el tipo de proceso.

El negocio de reciclar

Este nicho de mercado establece dos vías de ingresos:

La primera consiste en prestar el servicio de extracción y manipulación de paneles que ya han cumplido su vida útil o que se encuentran dañados. (Wesoff, 2022)

La segunda, se trata de la venta de materiales valiosos recuperados como plata (Ag), cobre (Cu), aluminio (Al) y silicio (Si) (Wesoff, 2022)

Costos de reciclaje vs costos de disposición final

A pesar de los avances a nivel mundial en economía circular. Actualmente, el sistema de gestión de este tipo de residuos sigue siendo lineal, es decir, sigue enfatizando en extraer, transformar y desechar, siendo más rentable disponer en un vertedero un panel solar por un costo entre \$1-\$2 (dólares por módulo), que reciclarlo, que como vimos anteriormente se encuentra entre \$16-\$17 (dólares por modulo) (Huang et al. 2017)/ \$12-\$10 (dólares por modulo) (Fiandra et al. 2019) o en otros casos hasta un valor de \$20-\$30 (dólares por modulo), según el tipo de tecnología. (Wesoff, 2022).

Recuperación de materiales valiosos

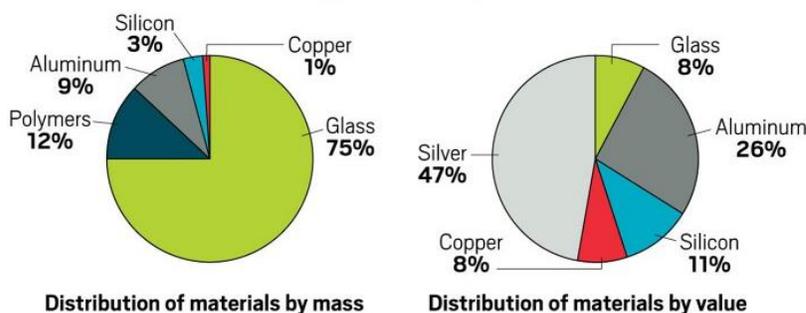
Los elementos valiosos por cantidades son: El Silicio, Aluminio, Plata y cobre (Si, Al, Ag y Cu). Un módulo típico de Si de 60 celdas podría generar un ingreso total de \$ 16-17 (dólares por modulo), que es más que suficiente para cubrir el costo de reciclaje y mantenerlo como un negocio de reciclaje rentable sin ningún apoyo del gobierno. (Huang et al., 2017).

En cuanto al Si recuperado y los metales son nuevas materias primas para la industria solar y generan \$ 12-10 dólares/módulo en ingresos. Estos ingresos permiten un negocio de reciclaje rentable para los módulos de Si sin ningún apoyo gubernamental. (Fiandra et al., 2019).

Estado actual del Mercado Vs los componentes de una celda fotovoltaica

Como se puede observar en la siguiente figura, cerca del 85% de la masa de los materiales de un panel fotovoltaico, está conformado por vidrio y aluminio que en términos de mercado de materiales recuperados, solo representan un 34%. Mientras que, en el caso de materiales valiosos, tales como silicio y cobre, estos representan el 4% y 66% en el mercado de materiales recuperados (silicio, cobre y plata) (Mark Peplow, 2022). Es por esta razón que se prevé que la recuperación de estos materiales sea rentable a largo plazo, además de que este tipo de materiales existen en la naturaleza como recursos no renovables, lo cual incrementa la necesidad de aprovecharlos directamente de los residuos de paneles fotovoltaicos

Figura 24. Materiales de una celda fotovoltaica de silicio vs el valor en el mercado



Fuente:(Mark Peplow, 2022)

Demanda de materiales valiosos

Según la Agencia Internacional de Energía, existen dos escenarios que se encuentran directamente relacionados con el incremento en la producción de la energía solar, el primer escenario está relacionado con el aumento de temperatura frente al efecto invernadero de 1,6°C, en cuanto al segundo la meta está relacionada con cero emisiones netas. Para el primer escenario, las proyecciones de generación de energía solar son del 53% en el año 2050 y para el segundo escenario apunta a una generación del 40% equivalente a 19 teravatios (TW). Esto repercute en la cantidad y el tamaño de las instalaciones de la planta, en consecuencia a la generación de residuos con potencial de aprovechamiento de estos materiales valiosos.(RystadEnergy, 2022)

El estudio reciente de Rystad (RystadEnergy, 2022), menciona que para el año 2030 los materiales reciclables de los paneles fotovoltaicos al final de su vida útil tendrán un valor de más de \$2.7 millones frente a \$170 millones este año. Se espera que para el año 2050 este valor llegue a \$80 mil millones. Según este mismo estudio, se prevé que, en el año 2040, se generen alrededor de 27 millones de toneladas de paneles solares en el mundo, teniendo en cuenta una vida útil de 15 años y las cantidades instaladas en este año (2022), los expertos pueden estimar que los beneficios del reciclaje se empiecen a percibir para algunos países a partir del año 2037, el valor de reciclaje estimado será de 3800 millones de dólares, de un total global de 9600 millones de dólares. (Hanley, 2022)

Algunas compañías y sus Inversiones de Riesgo

A continuación, se mencionan algunas compañías que han realizado inversiones de riesgo para el desarrollo de investigaciones en tecnologías específicas para el reciclaje de materiales valiosos o la mejora en eficiencia de sus procesos actuales.

SolarCycle: A principios de junio, el startup anunció que había recaudado \$6.6 millones de dólares en fondos de riesgo de inversionistas, incluidos los fundadores de SolarCity Peter y Lyndon Rive, el cofundador de Sunpower, Tom Dinwoodie, Urban Innovation Fund y Closed Loop Partners.(Wesoff, 2022)

Universidad Estatal de Arizona: Recibieron una subvención de \$485,000 millones de dólares de la Oficina de Fabricación Avanzada del DOE para seguir un nuevo proceso de reciclaje para recuperar materiales de alto valor como la plata y el silicio.(Hanley, 2022)

Tialpi: Empresa de reciclaje italiana utiliza un proceso de reciclaje de energía fotovoltaica que cuesta 2 millones de euros (\$ 2,3 millones de euros). Su objetivo es manejar 5.000 ton de paneles al año. (Mark Peplow, 2022)

Consortio Photorama: Inversión por parte de la UE de 8,4 millones de euros para la construcción e instalación de una planta piloto para recuperar en un 98% de masa y pureza de materiales de los residuos de paneles fotovoltaicos. (Mark Peplow, 2022)

ReProSolar: Inversión de 4,8 millones de euros de la UE para establecer una planta de reciclaje piloto que pueda procesar 5000 ton de paneles por año para 2023. Uno de los socios clave es ROSI, la cual también participa en un consorcio llamado Icarus que destinó 10 millones de euros en fondos de la UE. (Mark Peplow, 2022)

2.1.8 Base de datos de gestores

En la siguiente tabla se enumeran las principales compañías que operan en el mercado global de reciclaje de paneles solares:

Tabla 9. Compañías que operan en el mercado global del reciclado de paneles solares

NOMBRE	PAIS	SITIO WEB
Geltz Umwelt-Technologie	Alemania	https://geltz.de/en/welcome-bei-geltz-umwelt-technologie/
First Solar	Alemania	https://www.firstsolar.com/en-Emea/
Envaris	Alemania	https://envaris.de/

PV recycling	Australia	https://www.reclaimpv.com/
Sun R	Brasil	https://sunr.com.br/
Reiling	Dinamarca	https://reiling.dk/en/
Solarcycle	EE. UU	https://www.solarcycle.us/
SolarCity Corporation (financiada por Tesla)	EE. UU.	www.solarcity.com
Sunpower	EE. UU.	sunpower.com
SEIA-Asociación de industrias de Energía solar:	EE. UU.	https://www.seia.org/about
Veolia	Francia	https://www.veolia.es/
Recyclia	España	https://www.recyclia.es/
Rosi	Francia	https://www.rosi-solar.com/
PV Cylce	Francia	https://pvcycle.org/
Tialpi	Italia	https://www.dnb.com
Silcontel	Israel	https://silcontel-ltd.com/contacts/#

Fuente: Elaboración propia

2.2 Vehículos híbridos y eléctricos

Las estimaciones sugieren que a principios de la década de 2030 puede haber ventas anuales de 111 millones de vehículos eléctricos, o mucho más. Un factor clave para la expansión de los vehículos eléctricos es la necesidad de reducir las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI). La venta de vehículos eléctricos está creciendo significativamente en muchos países, especialmente en la República de Corea, Japón, China y en toda Europa. (Watkins et al., 2021) Es por esta razón que se requieren de diversas medidas legales, tecnológicas, ambientales, sociales y económicas para cumplir con los objetivos de que los vehículos sean realmente sostenibles desde el inicio hasta el fin de su vida útil.

Un componente principal de los vehículos eléctricos es la batería. Actualmente, la gran mayoría se producen en Asia (China, Japón y ROK) y Estados Unidos. El principal tipo de batería que se utiliza en los vehículos eléctricos son las baterías de iones de litio (LIB). La cual aumentó a nivel mundial para vehículos eléctricos aumentó un 33 % entre 2019 y 2020. Si bien China ocupa el primer lugar en la producción de LIB en 2020, la empresa de la República de Corea, LG Chem, superó al productor chino CATL para liderar el mercado de baterías para vehículos eléctricos, lo que representa alrededor del 25 % del mercado mundial. La capacidad de producción de baterías para vehículos eléctricos de la República de Corea casi se cuadruplicó entre 2016 y 2020 y con miras de continuar creciendo. En Europa se han anunciado nuevas instalaciones de producción, pero hay una gran diferencia entre la producción de Asia oriental. Actualmente, por lo tanto, la UE es un importante importador neto de baterías vehículos eléctricos (EV), con alrededor de 800.000 toneladas cada año. (Watkins et al., 2021)

2.2.1 Gestión de residuos de vehículos híbridos y eléctricos, según el marco normativo

A continuación, una breve descripción a nivel nacional e internacional (Asia, Europa y norte América) de la gestión de residuos de vehículos híbridos y eléctricos, según el marco normativo. En general en estas regiones los productores son responsables de la recolección y el reciclaje de las baterías cuando se convierten en residuos, y también de los costos asociados para que las baterías de los vehículos eléctricos se recolecten y reciclen en su totalidad. Cada una de estas regiones y países ha establecido metas de recolección y aprovechamiento de residuos de vehículos híbridos y eléctricos, a continuación, se encuentra una tabla de relación de las metas estipuladas por estos países:

Tabla 10. Resumen de la gestión de residuos de vehículos híbridos y eléctricos a nivel global

País/Región	Tipo de residuo	Meta	Año vigencia	Observaciones
Corea	Baterías	329 ton	2015	La tasa de recolección real fue del 34% Recolección real: 173 ton a 2015
Japón	Baterías de níquel-cadmio	60%	NA	Se define como el porcentaje del peso total de los materiales reciclados de las baterías recargables compactas de residuos, que se convirtieron en un estado reciclable
	Baterías de níquel-hidruro metálico	55%		
	Baterías de plomo ácido	50%		
	Baterías de litio	30%		
Europa	Cantidad puesta en el mercado	45%	2016	La meta de cantidad de material reciclado en baterías de litio se hace con el fin de facilitar la reutilización de baterías vehículos eléctricos para una segunda vida y exigir que cada batería tenga un 'pasaporte de batería'.
	Eficiencias de reciclaje para plomo-ácido	65%		
	Níquel-cadmio			
	Demás baterías	75%		
	Cantidad de material reciclado en baterías nuevas de litio	50%		
		65%	2025	
	70%	2030		

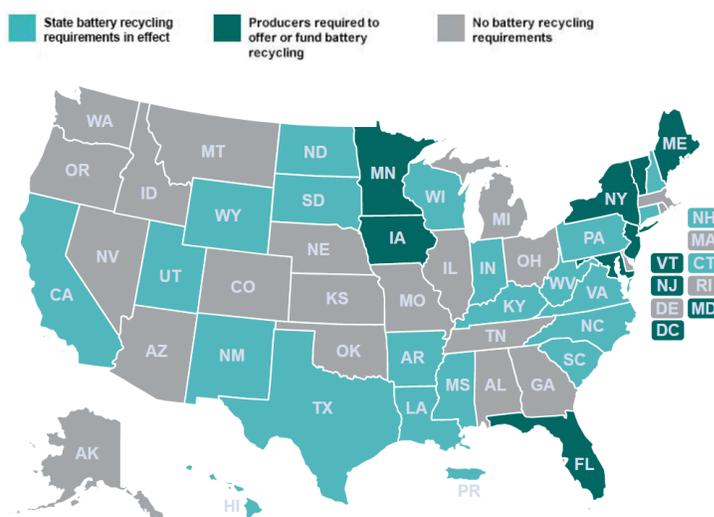
Fuente: Elaboración propia

En casos como Corea del Norte, existe diferentes actores como las asociaciones de reciclaje y el apoyo del gobierno con cajas o puntos de recolección. Adicionalmente, el gobierno proporciona subsidios para la compra de vehículos eléctricos en la República de Corea. Desde diciembre de 2018, los conductores de estos EV subsidiados que desguacen sus autos deben devolver las baterías gastadas al municipio que les proporcionó el subsidio. La Asociación de Recicladores Automotrices de Corea (KARA) luego recolecta y almacena las baterías. Aunque estas medidas son muy positivas, existe una debilidad en este sistema de gestión, ya no existe supervisión del gobierno frente a la recolección y almacenamiento, además esta regla aplica para vehículos eléctricos subsidiados, quedando por fuera los vehículos que no lo son.

Y una característica para resaltar en la normativa Colombiana se enfoca en que actualmente, Colombia se encuentra desarrollando la “definición de los lineamientos y propuestas normativas necesarias para la desintegración de vehículos eléctricos y sus componentes”. Según la Estrategia Nacional de Movilidad Eléctrica (ENME). Uno de sus objetivos es establecer el segundo y tercer uso de las baterías, entre otros puntos.

Existen otros casos como el de Estados Unidos, donde aún no se han adoptado políticas que apoyarían o incluso impulsarían la industria, y en la mayoría de los estados y el Congreso, apenas se están considerando. Sin embargo, varios estados, incluido California el mayor mercado automovilístico del país están estudiando la posibilidad de establecer sus propias normas. (Tecnologías y Redes Yahoo, 2022) El siguiente mapa muestra los requerimientos de reciclaje de baterías por estado. (Call2Recycle, 2021)

Figura 25. Estados que cuentan con requisitos de reciclaje. Productores deben ofrecer o financiar el reciclaje de baterías.



Fuente: (Call2Recycle, 2021)

2.2.1.1 Gestión de residuos a futuro

A nivel mundial una de las normativas más enfocada en realizar el reciclaje y diseño de baterías desde un punto de vista sostenible es la normativa europea, es por esto que en términos normativos la gestión a futuro apunta a la responsabilidad extendida del productor, tasas de reciclaje, desarrollo de tecnología para el reciclaje y seguimiento a los productores en cuanto su cumplimiento de metas de recolección, reutilización y reciclaje.

Una de las medidas que generan mayor movimiento tecnológico es el establecimiento de objetivos (legislativos) para el reciclaje de litio de baterías, en donde se proporcione un incentivo importante para la recolección y el reciclaje, apoyando el desarrollo del mercado del reciclaje. Aunque las baterías de iones de litio (LIB) contenidas en los vehículos eléctricos deberían ser relativamente fáciles de rastrear, recolectar y administrar, ya que los vehículos suelen estar bien regulados a lo largo de su ciclo de vida, establecer tales objetivos de reciclaje incentivaría una recolección más eficiente y efectiva. (Watkins et al., 2021)

La creación de normas para la reutilización en aplicaciones secundarias de baterías de vehículos eléctricos al finalizar su vida útil favorecerías o garantizarían un mayor aprovechamiento, haciendo un cierre de ciclo de vida de estos materiales que permita generar un mercado atractivo y rentable. Las definiciones claras y completas de los componentes de las baterías de vehículos eléctricos y los usos apropiados de segunda vida, junto con estándares mínimos de calidad para las baterías usadas, ayudarían a permitir la reutilización y la reutilización. También se podrían considerar objetivos de reutilización y/o reutilización obligatorios (legislativos) o voluntarios (dirigidos por empresas) (Watkins et al., 2021)

En su Resolución, de 10 de febrero de 2021, sobre el nuevo plan de acción para la economía circular, el Parlamento Europeo pidió la creación de cadenas de valor competitivas y resilientes para la producción, la reutilización y el reciclado de baterías en la UE. Hizo hincapié en que el nuevo marco regulador de la UE para las baterías debe abarcar al menos el abastecimiento sostenible, ético y seguro, el diseño ecológico, incluidas las medidas para abordar el contenido reciclado, la sustitución de sustancias peligrosas y nocivas cuando sea posible, la mejora de la recogida selectiva, la reutilización, la renovación, la refabricación, la reutilización y el reciclado, incluidos objetivos de reciclado más elevados, la recuperación de materiales valiosos, la responsabilidad ampliada del productor y la información al consumidor. El marco debe abordar los impactos ambientales de todo el ciclo de vida, con disposiciones específicas sobre baterías relacionadas con la movilidad y el almacenamiento de energía. (European Parliament, 2022, p. 4)

2.2.2 Características y generación de residuos de vehículos híbridos y eléctricos

La gran diferencia de componentes entre los vehículos de combustión interna a los vehículos eléctricos es la batería. En el caso de los vehículos de combustión interna, la batería tradicional está compuesta de plomo-ácido, mientras que, en los vehículos eléctricos, se trata de baterías de iones de litio, las cuales actualmente no se reciclan ampliamente, como si se hace en las baterías de plomo-ácido. (tecnologías y Redes Yahoo 2022)

Las celdas de la batería representan aproximadamente el 60% del peso total de la batería; El 40% son casing, BMS y gestión térmica. Los pesos totales de las baterías de tracción están en el rango de 50 kg para los vehículos híbridos y eléctricos (HEV) a 500 kg para los vehículos eléctricos (EV). (Elwert et al., 2016, p. 30)

2.2.2.1 Composición de vehículos híbridos y eléctricos

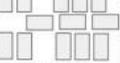
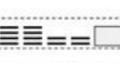
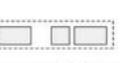
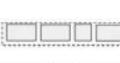
Componentes clave de los vehículos híbridos

Baterías de tracción.

Las baterías de tracción son aquellas utilizadas para la propulsión de cualquier tipo de vehículo eléctrico. Las baterías de tracción instaladas en los vehículos híbridos y eléctricos (HEV) actuales son casi exclusivamente de hidruro metálico de níquel (NiMH) o tipo LIB (iones de litio). Actualmente, cada vez las baterías de litio reemplazaran a las de níquel, por ahora siguen permaneciendo en el mercado. (Elwert et al., 2016)

Las baterías tanto para vehículos híbridos (HEV) y eléctricos (EV), tienen una amplia gama de diseños, tamaños, pesos, capacidades, relaciones de potencia a energía y ciclos posibles, y funcionan con diferentes cantidades del estado de carga de la batería. (SOC) como se muestra a modo de ejemplo en la siguiente figura. A diferencia de los vehículos híbridos, los vehículos eléctricos requieren baterías de energía mucho más grandes. (Elwert et al., 2016)

Figura 26. Ejemplos de baterías de vehículos híbridos y eléctricos actuales

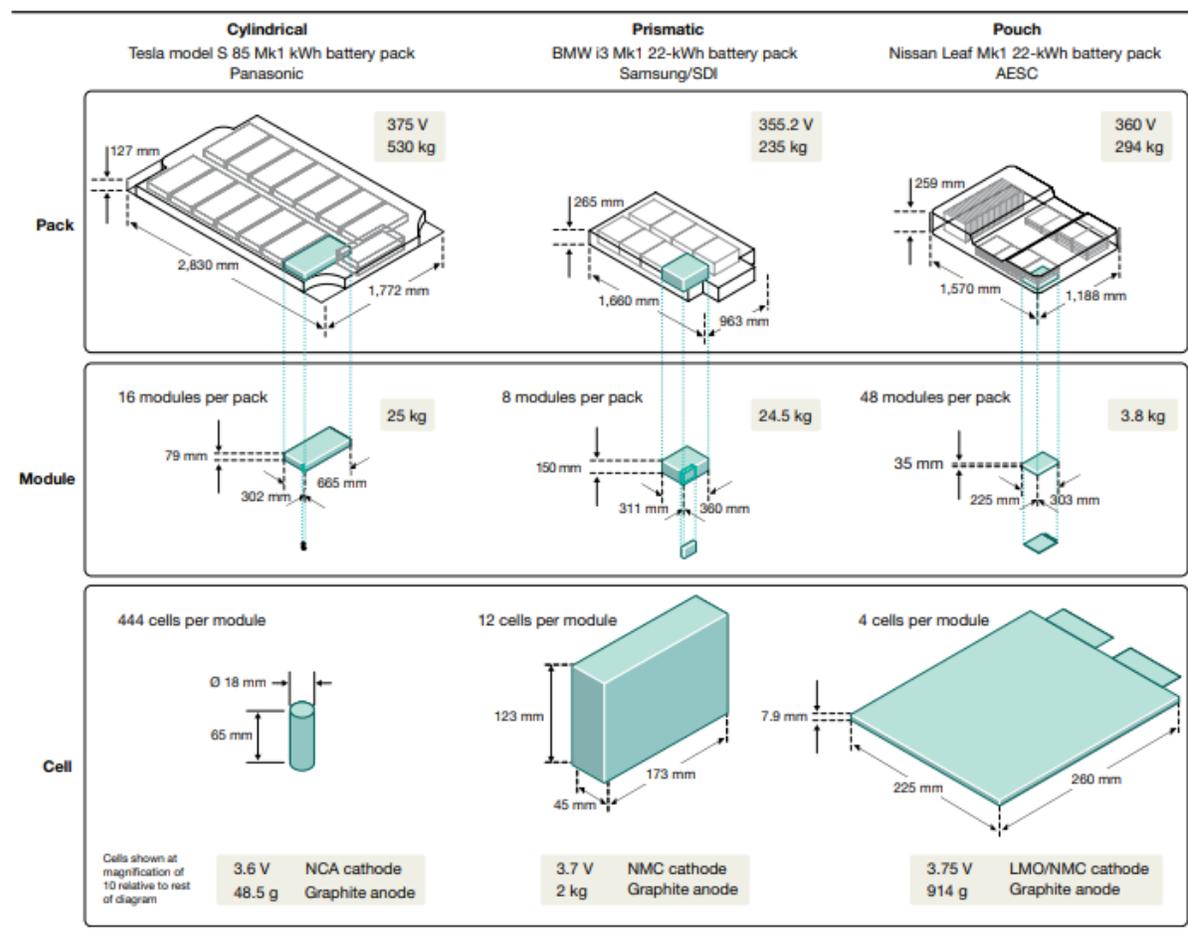
OEM Model	BMW i3	VW E-Up	Nissan Leaf	Mitsubishi i-MiEV	Tesla Model S	Opel Ampera	Ford Mondeo
Position of battery in the car							
Type of drive	EV	EV	EV	EV	EV	EREV	HEV
Manufacturer	Samsung SDI	Samsung SDI	AESC	GS Yuasa	Panasonic/ Sanyo	LG Chem	Panasonic/ Sanyo
Cell shape	prismatic	prismatic	pouch	prismatic	cylindrical	pouch	prismatic
Capacity [kWh]	18,8	18,7	24	16	16,2- 17,7	16	7,6
Nominal voltage [V]	360	374	360	330	402	360	360
Number of cells	96	204	192	88	7104	288	76
Number of modules x Cells	8 x 12	17 x 12	48 x 4	10 x 8 2 x 4	16 x 444	7 x 36 2 x 18	2 x 38
Module dimensions (l x w x h in [mm])	-	1726 x 1132 x 303	303 x 223 x 35	1. 350 x 194 x 116 2. 175 x 194 x 116	178 x 102 x 152	1. 230 x 220 x 25 2. 140 x 220 x 25	-
Module weight [kg]	-	10,5	3,8	1. 15 2. 7,5	-	1. 19 2. 9	-
Arrangement of modules (top view)							
Arrangement of modules (side view)							
Electric range [km]	190	160	175	160	400	40 - 80	34
Pack weight [kg]	230	230	300	200	600	198	240

Fuente: (Elwert et al., 2016, p. 27)

En la figura siguiente, se pueden observar otros ejemplos de baterías. Estos tres diseños son modelos 2014, como se explicó anteriormente, hay muchos elementos que inciden en las diferencias de las baterías de los vehículos híbridos y eléctricos, entre ellos el contenido del material en una celda, el diseño y el contenido del módulo y el paquete y la proporción de elementos críticos (alta importancia económica, pero con riesgo de escasez) y materiales estratégicos (ya sea de alta importancia económica o riesgo de escasez) utilizados. Por ejemplo, las celdas de Nissan contienen manganeso y niveles relativamente bajos de cobalto, mientras que las celdas de Tesla y BMW contienen altos niveles de cobalto. Todas estas diferencias son un desafío para las tecnologías de reciclaje. (Harper et al., 2019)

Las celdas, según su forma cilíndrica y la forma en como estén pegadas también resultan difíciles de dismantlar para su posterior reciclaje, por ejemplo, las celdas de geometría prismática requieren de herramientas especiales, ya que requieren “apertura de latas”.(Harper et al., 2019)

Figura 27. Ejemplos de tres paquetes y módulos de baterías diferentes (células cilíndricas, prismáticas y de bolsa) en uso en los automóviles eléctricos actuales



Fuente: (Harper et al., 2019)

Figura 28. Diferentes tipos de celdas



Celda Laminada

Celda Prismática

Celda Cilíndrica

Fuente: (Clements et al., 2021)

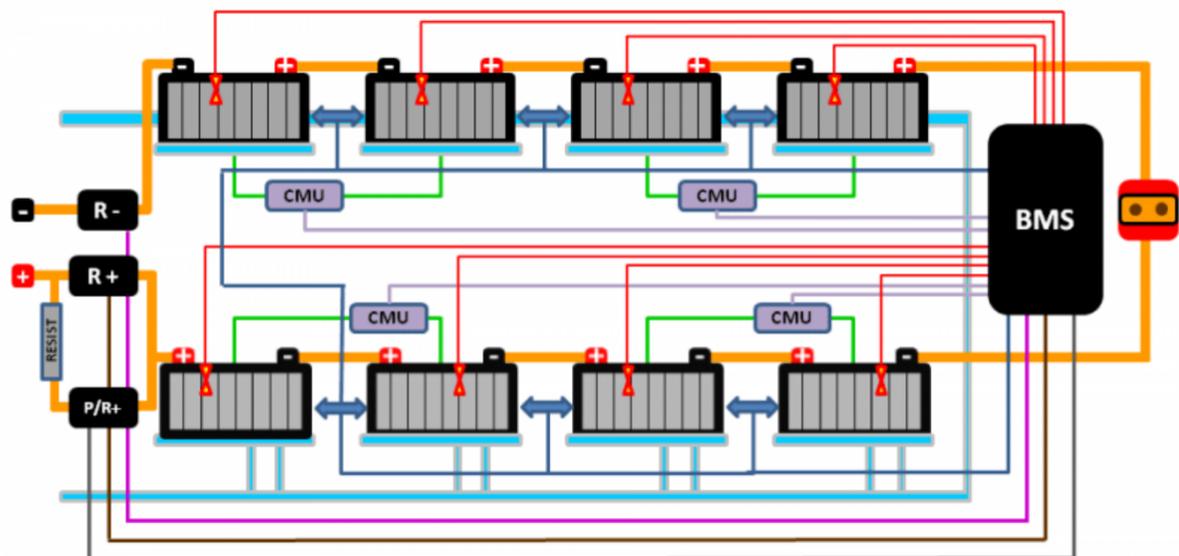
Componentes de las baterías de tracción: Incluyen los siguientes componentes: módulos o celdas, unidad de control principal (BMS), unidades de control de módulo (CMU), sensores de temperatura, sensores de expansión, sistema de refrigeración, redes de conexión y resistencia de precarga, cableado de control y fusible de desconexión de alta tensión. (Batería Vehículo Eléctrico., 2022).

Los cuatro componentes principales son: Las celdas de la batería, el sistema de gestión de la batería (BMS) y la electrónica, el sistema de gestión térmica y la estructura y/ o módulos mecánicos.(Elwert et al., 2016)

Celdas de la Batería

La batería o acumulador eléctrico es un dispositivo que almacena energía eléctrica, usando procedimientos electroquímicos y que, posteriormente, la devuelve con ciertas pérdidas; este ciclo puede repetirse un determinado número de veces (Ametic & IR, 2012). Toda batería de un vehículo eléctrico o híbrido es la suma de pequeñas baterías, por ejemplo, una batería de 93 celdas o baterías pequeñas de iones de litio que tienen un voltaje de 340 Voltios de tensión nominal si vamos sumando en serie los diferentes voltajes de todas las baterías pequeñas se consigue en total los 340 voltios.

Figura 29. Componentes de batería de vehículo híbrido y eléctrico



Fuente: (Batería Vehículo Eléctrico., 2022)

Tipos de baterías

- Baterías de plomo ácido
- Baterías de níquel cadmio (NiCd)
- Baterías de hidruro metálico de níquel (NiMH)
- Baterías de Células de iones de litio (LIB) o Litio-ión

Figura 30. Especificaciones por tipo de batería

Batería	Tensión nominal (V)	Energía específica (W/kg)	Vida útil (Ciclos)	Autodescarga mensual (%)
Plomo- Acido	2	30-50	1200-1800	4-8
Ni-Mh	1.2	100	300-500	20
LiCoO ₂	3.6	150-200	500-1000	1-5
LiFePO ₄	3.2	90-120	1000-2000	1-5
LiMnO ₂	3.7	100-150	300-500	1-5
NMC	3.6-3.7	150-220	1000-2000	1-5

Fuente: (Clements et al., 2021)

Tabla 11. Ventajas y desventajas por tipo de batería

TIPO DE BATERIA	USO	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Baterías de plomo ácido	Son las más usadas en la mayoría de los vehículos, ya que su tecnología es madura y hay alta disponibilidad y bajo costo.	-Voltaje elevado, mayor de 2V. -Capacidad de suministrar una elevada intensidad de corriente y potencia. - Es la más barata en el mercado debido a su tecnología -Componentes fácilmente reciclables, España recicla más del 95% de todas las baterías utilizadas.	-En los VE son las que tienen una menor energía específica (10 – 40 Wh/Kg). - El número de ciclos (1 ciclo=1 carga y descarga) de carga y descarga de estas baterías es bajo, entre 400 y 800. -Cuentan con compuestos contaminantes como Antimonio (Sb) y el Arsénico (As), generando un Impacto ambiental negativo
Baterías de níquel cadmio (NiCd)	Son baterías recargables de uso doméstico e industrial. Cada vez se usan menos, y se están sustituyendo por Níquel Metal Hidruro (NiMH), debido a que el uso del Cadmio se restringió a causa de su nocividad para el medio ambiente en España	-Los ciclos de carga oscilan entre los 1.000 y 1.500 ciclos (superiores a las de NiMH). - En condiciones estándar dan un potencial de 1,3 V -Duración de vida larga (1.000 ciclos)	Contaminación del Cadmio.
Baterías de hidruro metálico de níquel (NiMH)	Son la evolución de las baterías NiCd. La marca Toyota emplea este tipo de baterías en los vehículos eléctricos híbridos,	- Cuentan con una densidad de energía elevada, entre 60 y 80 Wh/kg, valor más elevado que en el tipo plomo-ácido.	El número de ciclos que marcan su vida útil es moderado entre 300 y 600 - Es más costoso que la batería de plomo.

		<ul style="list-style-type: none"> - Cargas rápidas, con una duración de entre 1 y 3 horas. - No requieren mantenimiento. 	<ul style="list-style-type: none"> - Tiene un “efecto memoria” moderado, perdiendo capacidad de almacenamiento y un alta “autodescarga”. - En los climas fríos no es muy óptimo.
Baterías de Células de iones de litio (LIB) o Litio-ión	Este tipo de baterías es muy conocido por su gran uso en ordenadores portátiles y electrónica de consumo. El Litio-ión predomina en los nuevos desarrollos de vehículos eléctricos, se espera que sea la tecnología más extendida en el futuro.	<ul style="list-style-type: none"> - Poseen valores típicos entre los 3 y 4V, voltaje nominal más elevado de los tres tipos de baterías. - Cuentan con una energía específica muy elevada (80-170 Wh/Kg). - Presentan una excelente “recargabilidad”, lo que quiere decir un bajo “efecto memoria. - Impacto medioambiental moderado 	<ul style="list-style-type: none"> - Costo elevado llegando hasta los 800 €/kWh - Pérdida de prestaciones a temperaturas elevadas - Presentan problemas con descargas por debajo de 2V.

Fuente: Elaboración propia, con información tomada de (Ametic & IR, 2012)

Teniendo en cuenta que las baterías de hidruro metálico de níquel (NiMH) y sobre todo las de iones de litio (LIB) o Litio-ión son las más usadas, a continuación, se describen sus componentes y funcionamiento.

Celdas de la batería de vehículos híbridos: Células de hidruro metálico de níquel (NiMH)

Este tipo de baterías, se utilizan en los vehículos híbridos. La batería de hidruro de níquel-metal es una batería recargable que utiliza o xihdróxido de níquel (NiO(OH)) como material del cátodo y una aleación absorbente de hidrógeno (M) como material del ánodo. (Elwert et al., 2016)

Celdas de la batería de vehículos eléctricos: Células de iones de litio (LIB)

Los iones de litio se mueven del electrodo negativo al positivo durante la descarga y viceversa durante la carga. Estas baterías tienen propiedades bastante diferentes en cuanto a energía específica, potencia específica, durabilidad, costos, capacidad de carga adicional y seguridad. (Elwert et al., 2016)

Materiales de cátodo: Los LIB utilizan polvos de compuestos de metal de transición de litio recubiertos con papel de aluminio como materiales de cátodo activo. Estos materiales se clasifican según su estructura cristalina en tres tipos principales: óxidos laminares, espinelas y fosfatos. (Elwert et al., 2016, p. 28). Los desarrollos actuales apuntan a desarrollar fosfatos utilizando Mn, Co y Ni en lugar de Fe. Estas estructuras permiten voltajes de operación más altos que LFP, pero también requieren nuevos electrolitos de alto voltaje en los casos de Ni y Co. (Elwert et al., 2016, p. 29)

Materiales del ánodo: La mayoría de las LIB utilizan grafito recubierto sobre lámina de cobre como material de ánodo activo, que puede intercalar de forma reversible los iones de litio. Los futuros materiales de ánodo posibles con mayores capacidades incluyen compuestos como C/Si, aleaciones de Si y aleaciones que no son de Si, como las basadas en Sn y el Li metálico. (Elwert et al., 2016, p. 29)

Electrolitos y Separadores: Los electrolitos líquidos para LIB consisten en un solvente aprótico orgánico, una sal conductora y aditivos.

La Tabla que se muestra a continuación, muestra las diferentes composiciones de materiales de las baterías por tipo de celda (diferentes tipos de cátodos NMC-NCA-LFP), que son comúnmente usados para vehículos híbridos y eléctricos.

Tabla 12. Composición promedio de materiales de baterías de tracción para diferentes tipos de celtas (g/kg)

Tipo de célula	NMC	NCA	LFP
Celdas de Batería			
Total	630	598	530
Material de cátodo activo	191	175	173
Litio	14	13	7.6
Cobalto	39	-	0
Níquel	39	86	0
Manganeso	36	0	0
Aluminio	0	2.5	0
Hierro	0	0	61
Fósforo	0	0	34
Oxígeno	63	58	70
Lamina de cátodo (aluminio)	39	40	34
Electrolito	114	101	85
Separador	54	50	43
Material del ánodo activo (carbono)	140	131	111
Lamina de ánodo (cobre)	66	70	60
Carcasa de la celda (aluminio)	21	20	17
Otros	6	10	8.5
Total	370	402	470
Alambrado	21	50	64
Cobre	13	30	38

Fuente: (Elwert et al., 2016)

Tabla 13. Composición promedio de materiales de infraestructura de baterías para diferentes tipos de celtas (g/kg)

Tipo de célula	NMC	NCA	LFP
Infraestructura de Batería			
Aluminio	1.4	10	13
Acero inoxidable	7	10	13
Marco y carcasa	313	342	395
Plástica	107	81	102

Acero inoxidable	206	261	293
Otros (incluido BMS)	36	10	11

Fuente: (Elwert et al., 2016)

Además de la diferencia en los componentes, la siguiente figura muestra las diferencias entre energía, carga, seguridad, vida útil y costo de los principales tipos de baterías de litio.

Figura 31. Diferencias entre baterías de litio

	Energy	Power	Safety*	Life	Cost
LCO lithium cobaltite LiCoO_2	+++	+++	-	++	+
LMO lithium manganese oxide LiMnO_2	-	+++	++	-	++
NMC nickel manganese cobalt $\text{Li}(\text{Ni}_x\text{Mn}_y\text{Co}_{1-x-y})\text{O}_2$	++	++	++	+++	+++
LFP lithium iron phosphate LiFePO_4	+	+++	+++	++	++

Fuente: (Ametic & IR, 2012)

Sistema de gestión de la batería (BMS)

Sistema electrónico encargado de controlar el voltaje de cada celda, temperatura, refrigeración y rendimiento. (Elwert et al., 2016)

Sistema de gestión térmica

Supervisa y regula la temperatura de las celdas de la batería para mantenerlas dentro de su rango de funcionamiento óptimo, que es clave para la larga vida útil del paquete de baterías. Existen sistemas basados tanto en líquido como en aire. (Elwert et al., 2016)

Motores de accionamiento eléctrico

Como se mencionó en el Capítulo 1, el accionamiento eléctrico, convierte la energía eléctrica en mecánica. Actualmente en el mercado existen gran variedad de motores eléctricos, los cuales dependen del tipo de diseño, operación, aplicación y tren de fuerza.

Lo más importante para un vehículo eléctrico, es el concepto de motor de corriente continua (CC). Existen tres tipos de motores: Los motores de inducción (o asíncronos), los motores síncronos y los motores de reluctancia conmutada. Actualmente, los motores de inducción son los más comunes en los vehículos híbridos, ya que estos son más económicos, aunque menos eficientes comparados con los de imanes permanentes para vehículos eléctricos, tecnología más predominante en el mercado. (Elwert et al., 2016)

Tabla 14. Composiciones típicas de materiales de motores síncronos de imanes permanentes

Material	PM-Motor in EVs; 80 kW (kg)	PM-Motor in HEVs; 20 kW (kg)
Acero	34.8	23.1
Aluminio	14.1	4.7
Imanes	2.1	1.4
Hierro fundido	3.0	0
Cobre	8.5	6.4
Polímeros	0	0.6
Elastómeros	0	0.1
Líquidos	0	7.7
En total	62.5	44.0

Fuente: (Elwert et al., 2016, p. 32)

En cuanto a porcentaje de imanes, estos están entre 10% y 30% de tierras raras (REE) de materiales de neodimio y disprosio con pequeñas cantidades de praseodimio y terbio. Actualmente, las investigaciones buscan reducir la dependencia de REE y del uso de imanes en general, desarrollando nuevos materiales magnéticos y la mejora de motores sin imanes. (Elwert et al., 2016)

Electrónica de potencia

La electrónica de potencia tiene la función de adaptar la energía eléctrica de la batería a los requisitos de la máquina eléctrica y optimiza el flujo de energía en el vehículo, la electrónica de potencia entre sus subcomponentes cuenta con el inversor (convierte la CC en AC) y el convertidor de tensión (alimenta la red a bordo), además de las placas de circuito impreso y cargador a bordo.

Este módulo suele tener un peso total aproximado de 10 kg y una carcasa de fundición de aluminio. A continuación, se muestra en la siguiente tabla el porcentaje en masa de los componentes de electrónica de potencia, según investigaciones de (Elwert et al., 2016)

Tabla 15. Componentes de electrónica de potencia

Componente	Porcentaje
Carcasa y refrigeración (principalmente aluminio)	50-60%
Placa del módulo de semiconductores de potencia	1,5%-3%
Varias placas de circuito impreso con componentes electrónicos pequeños	5 %-7 %
Condensadores grandes (principalmente condensadores de película)	7 %-20 %
Inductores	5%-10%
Material de montaje, cableado, otros	15%-25%

Fuente: (Elwert et al., 2016)

Las placas con componentes electrónicos (electrónica de potencia y electrónica de control) representan menos del 10 % del peso total. La Tabla muestra las concentraciones promedio de metales valiosos identificados en estos tableros para una muestra seleccionada.

Tabla 16. Promedio de metales valiosos en placas de circuitos impresos

Elemento	Contenido promedio
Cu	33.1%
Au	313 ppm
Ag	625 ppm

Pd	31 ppm
Ta	0.29%
Sb	157 ppm
Sn	0.93%

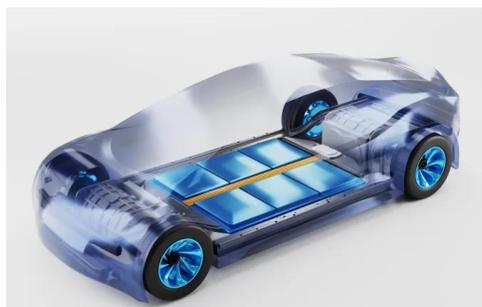
Fuente: (Elwert et al., 2016)

2.2.2.2 Clasificación de residuos generados

Las baterías de los vehículos eléctricos están compuestas por cientos de celdas individuales de iones de litio, que deben desmontarse. Además, contienen materiales peligrosos. En cuanto a sus características físicas, son más grandes y pesadas (pesan alrededor de 500 kilos) que las baterías de los vehículos de combustión interna y tienen una mayor tendencia a explotar si se desmontan de forma incorrecta. (Tecnologías y Redes Yahoo 2022)

Como se observa en la siguiente figura, los paquetes de baterías de iones de litio suelen ocupar la longitud de la distancia entre ejes del coche. (Tecnologías y Redes Yahoo 2022)

Figura 32. Batería de un vehículo eléctrico



Fuente: (Tecnologías y Redes Yahoo 2022)

Teniendo en cuenta los componentes de la batería, estos pueden ser Residuo Peligroso, Residuo No Peligroso y/o mercancía peligrosa. La siguiente tabla muestra su clasificación según su tipo.

Tabla 17. Clasificación general de tipos de baterías según sus componentes

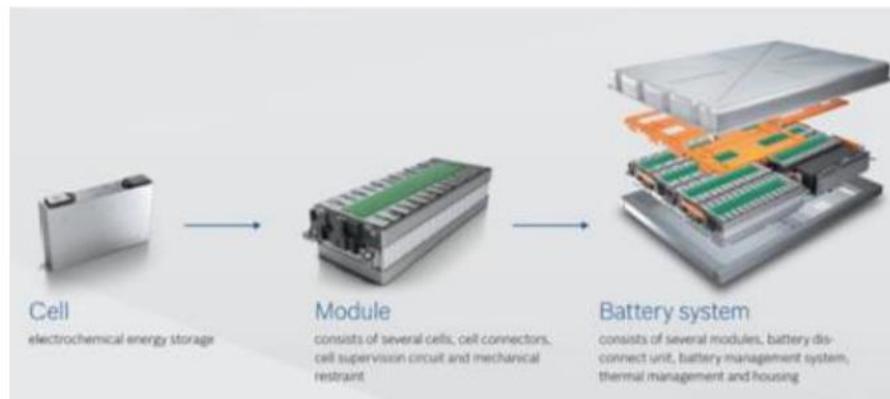
Batería	Pb	NiCd	NiMH	Li-ión
Residuo no peligroso	X	X	✓	✓
Residuo peligroso	✓	✓	X	X
Mercancía peligrosa	✓	✓	X	✓

Fuente: (Ametic & IR, 2012)

Una vez la batería cumpla su vida útil, debe gestionarse como residuo; en el caso de España se tiene en cuenta las normativas relacionadas con residuos y suelos contaminados.

De acuerdo al Real Decreto 106/2008, se utilizará el término *pack de baterías, módulo o batería* al conjunto de acumuladores conectados entre sí, y celda o pila, a la unidad individual que forma el módulo o pack de baterías. (Ametic & IR, 2012)

Figura 33. Diferencia entre célula módulo y paquete de baterías



Fuente: (Clements et al., 2021)

Figura 34. Pack de baterías vs celdas.

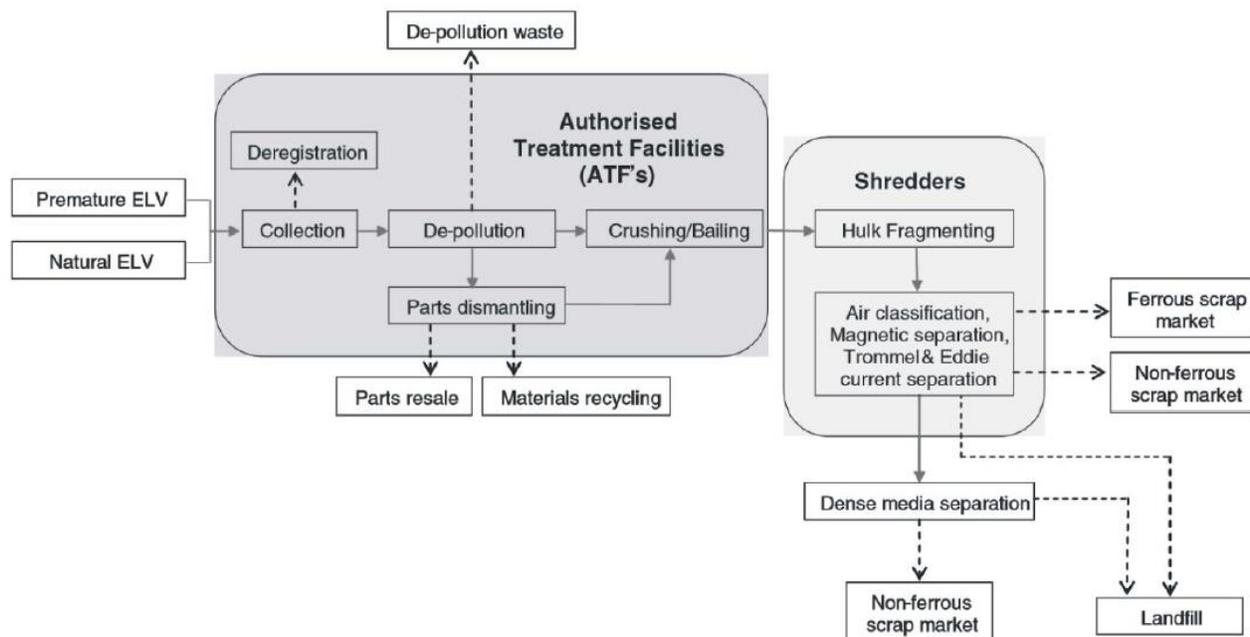
Batteries		Battery Packs
	<p>Los términos “pack”, “módulo” y “celdas” corresponden a la definición de “pila o acumulador”.</p> <p>Mientras que “Pack” y “Módulo” también corresponden a la definición de Batería o Pack de baterías.</p>	

Fuente: (Ametic & IR, 2012)

2.2.3 Tecnologías de aprovechamiento, tratamiento y disposición final

En la siguiente figura se muestra el proceso de reciclaje de los vehículos al final de su vida útil (ELV) teniendo en cuenta la normativa europea. (Harper et al. 2019).

Figura 35. Proceso de reciclaje de vehículos al final de su vida útil (VLE)



Fuente: (Harper et al., 2019)

Procesos de reciclaje para baterías de tracción, motores eléctricos y electrónica de potencia

El reciclaje de los vehículos al final de su vida útil se encuentra dividida en tres pasos:

1. Descontaminación.
2. Desmantelamiento,
3. Trituración y clasificación posterior a la trituración.

1. Descontaminación:

Se descontaminan en instalaciones de tratamiento autorizadas para extraer componentes potencialmente peligrosos y materiales tóxicos como líquidos de funcionamiento, airbags y baterías.(Elwert et al., 2016)

2. Desmontaje o Desmantelamiento:

Se desmontan piezas específicas ya sea por su valor material (es decir, catalizadores), reutilización (es decir, motores, neumáticos, electrónica) o mala reciclabilidad.(Elwert et al., 2016)

3. Trituración y clasificación:

La trituración se realiza con separadores magnéticos (concentrado de hierro), de corrientes parásitas (concentrado mixto de metales sin hierro) y de densidad (plástico, polvo, materiales livianos). El 20% del flujo masico total corresponde a residuos de trituración de automóviles, principalmente componentes ligeros, metales y arena rica en vidrio. Estos residuos eran dispuestos en los vertederos como residuos peligrosos. Por lo anterior y con el fin de cumplir con la normativa actual, se encuentran en proceso de introducción nuevos conceptos de desmantelamiento.(Elwert et al., 2016)

Un desmontaje con gran potencial y mayor reutilización actualmente se considera financieramente inviable en Europa debido a los altos costos de personal.

Teniendo en cuenta lo establecido sobre vehículos al final de su vida útil, en la Directiva 2000/53/CE, antes de la trituración y la clasificación posterior a la trituración, es obligatorio realizar la extracción de la batería y con el fin de recuperar metales menores es un requisito previo que los motores eléctricos y electrónica de potencia un tratamiento específico de estos componentes. A continuación, se describen los procesos de desmontaje de baterías, motores eléctricos y electrónica de potencia. (Elwert et al., 2016)

Desmontaje

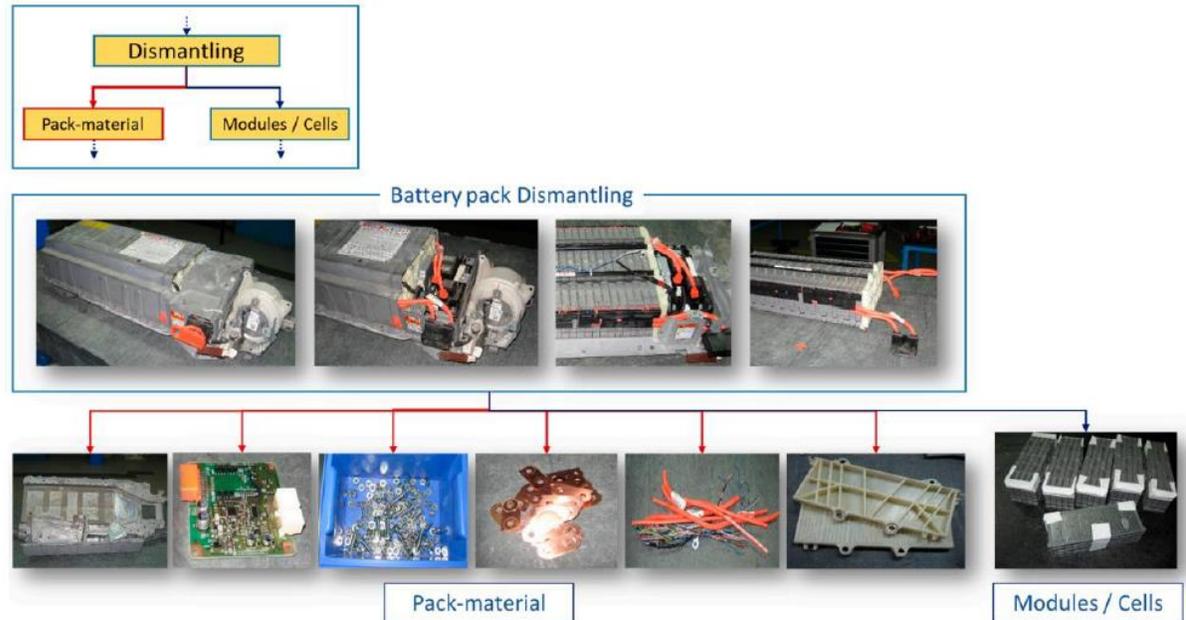
Debido al alto contenido de energía eléctrica y química, las baterías de tracción son potencialmente peligrosas y dañinas, por lo que la seguridad es un requisito indispensable en los procesos de desmantelamiento ya que requieren personal calificado y, entre otros, como protección contra incendios que aborde los peligros específicos de las LIB, buena ventilación y dispositivos de succión locales, medidas de seguridad en el trabajo que aborden los riesgos eléctricos y los pesos elevados, así como secciones de almacenamiento para chatarra de batería peligrosa y no peligrosa, y áreas especiales de almacenamiento para baterías con mayores riesgos de incendio, por ejemplo, de automóviles involucrados en un accidente. (Elwert et al., 2016)

El desmontaje robótico de baterías podría eliminar el riesgo de daños a los trabajadores humanos, y una mayor automatización reduciría los costos, lo que podría hacer que el reciclaje sea económicamente viable. Esto se está probando en varios proyectos de investigación actuales. (Harper et al., 2019)

A continuación, se describe el proceso de desmontaje según como se realiza en Umicore Battery Recycling Hanau, Alemania, tiene una capacidad de 10 ton y puede procesar baterías hasta 1000 kg: (Elwert et al., 2016)

- Inspección en busca de daños.
- Almacenamiento intermedio de la batería, si la batería muestra signos de daño, se deben tomar medidas especiales.
- Medición del SOC
- Descarga de la batería mediante una unidad de descarga que alimenta la energía a la red eléctrica pública.
- Apertura de la carcasa.
- Desmantelamiento a nivel de los componentes
- Desmantelamiento interno adicional de los componentes
- Procesamiento de las celdas de la batería y otras fracciones de materiales

Figura 36. Desmantelamiento de baterías de tracción en Umicore Battery Recycling, Hanau



Fuente: (Elwert et al., 2016)

Desestabilización de la batería

La estabilización de la LIB se puede lograr mediante salmuera o descarga óhmica. Sin embargo, la estabilización en el proceso durante la apertura es la ruta actual preferida en la industria, ya que minimiza los costos. Consiste en triturar las baterías en un gas inerte como nitrógeno, dióxido de carbono o una mezcla de dióxido de carbono y argón. (Harper et al., 2019)

Proceso de reciclaje de celdas de batería

A continuación, se describen tres procesos de reciclaje de baterías realizados por las industrias.

- Proceso de reciclaje común
- Proceso según Umicore
- Proceso según LithoRec

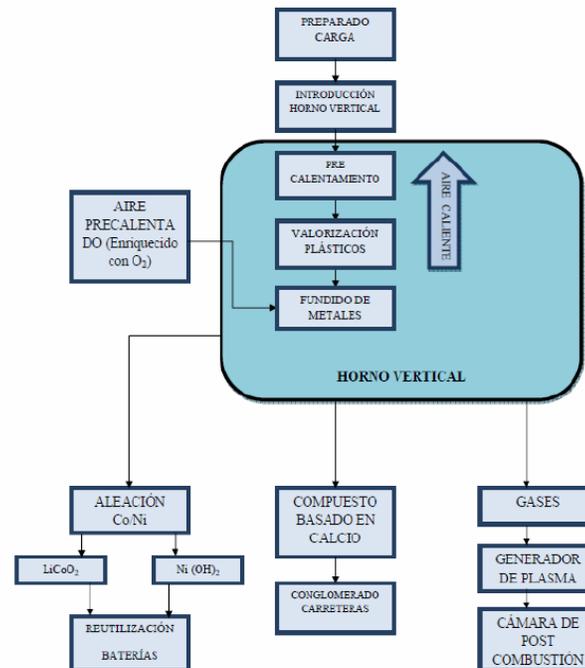
Proceso de reciclaje común: Proceso pirometalúrgico

Este proceso se realiza en hornos empleados a altas temperaturas, las cuales derriten las baterías, lo cual permite reducir los óxidos metálicos a una aleación de Co, Cu, Fe y Ni. Es particularmente ventajoso para el reciclaje de LIB de consumo general, ya que la técnica tiene la importante ventaja de que se puede utilizar con células enteras o módulos, sin necesidad de un paso previo de pasivación. Los productos del proceso pirometalúrgico son una fracción de aleación metálica, escoria y gases. (Harper et al., 2019)

La aleación de metal se puede separar a través de procesos hidrometalúrgicos y la escoria normalmente contiene los metales aluminio, manganeso y litio, que se pueden recuperar mediante un procesamiento hidrometalúrgico adicional, pero se pueden utilizar alternativamente en otras industrias como la industria del cemento. (Harper et al., 2019)

Los ventajas de este proceso es el bajo riesgo de seguridad en cuanto a las desventajas, ambientalmente no es muy amigable ya que se generan gases tóxicos, que deben ser capturados o remediados y el requisito de procesamiento posterior hidrometalúrgico, los altos costos de energía y la cantidad limitada de materiales recuperados.(Harper et al., 2019).

Figura 37. Diagrama de flujo de proceso pirometalúrgico



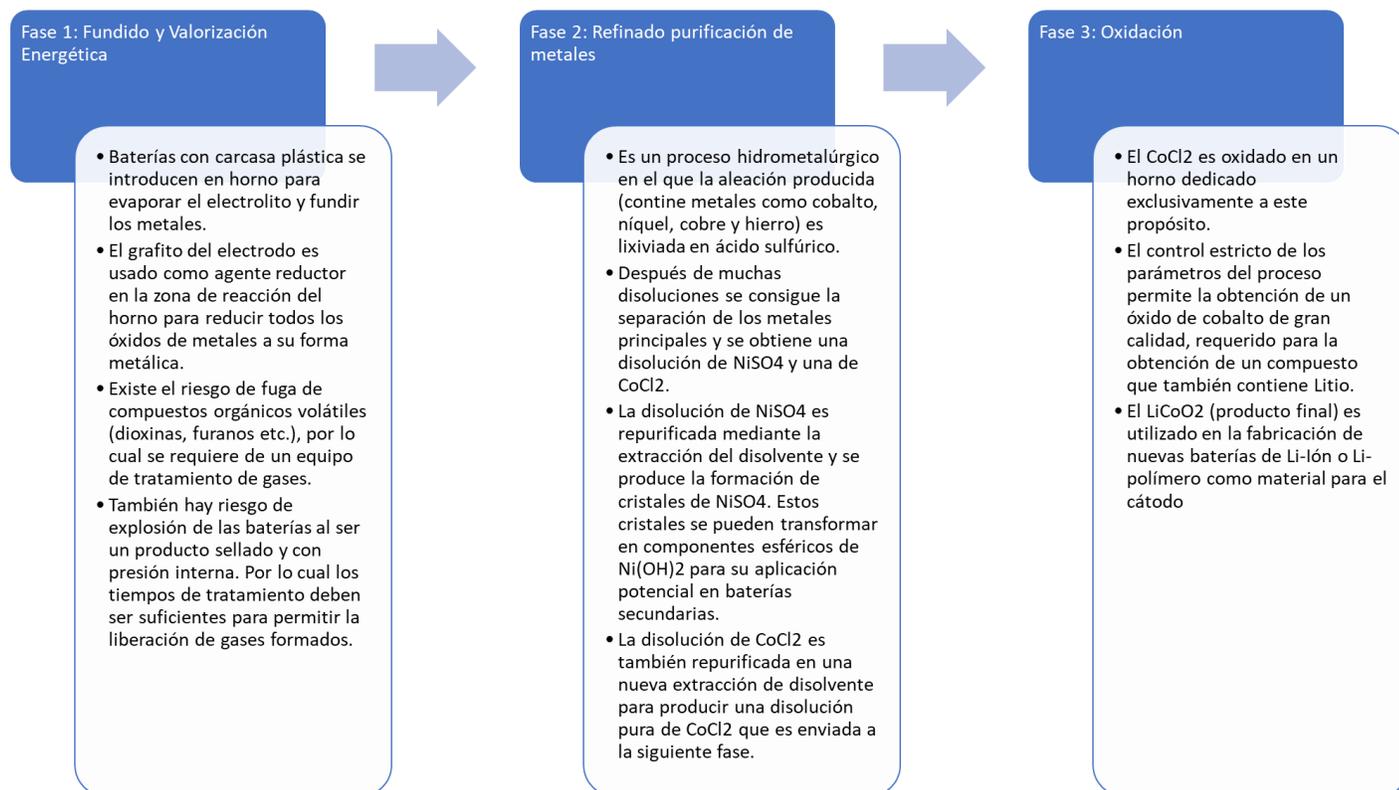
Fuente:(Ametic & y IR, 2012)

Una vez la batería está descargada, el proceso de reciclado pirometalúrgico cuenta con las siguientes etapas:

1. Fundido y valorización energética.
2. Refinado y purificado de metales.
3. Oxidación del cloruro de cobalto a óxido de cobalto.
4. Producción de óxido de litio metálico para nuevas baterías.(Ametic & y IR, 2012, p. 38)

La figura a continuación resume los principales pasos de cada una de las fases:

Figura 38. Proceso Piro-metalúrgico



Fuente: Elaboración propia a partir de (Ametic & IR, 2012, p. 38)

Proceso de reciclaje común: Separación física de materiales

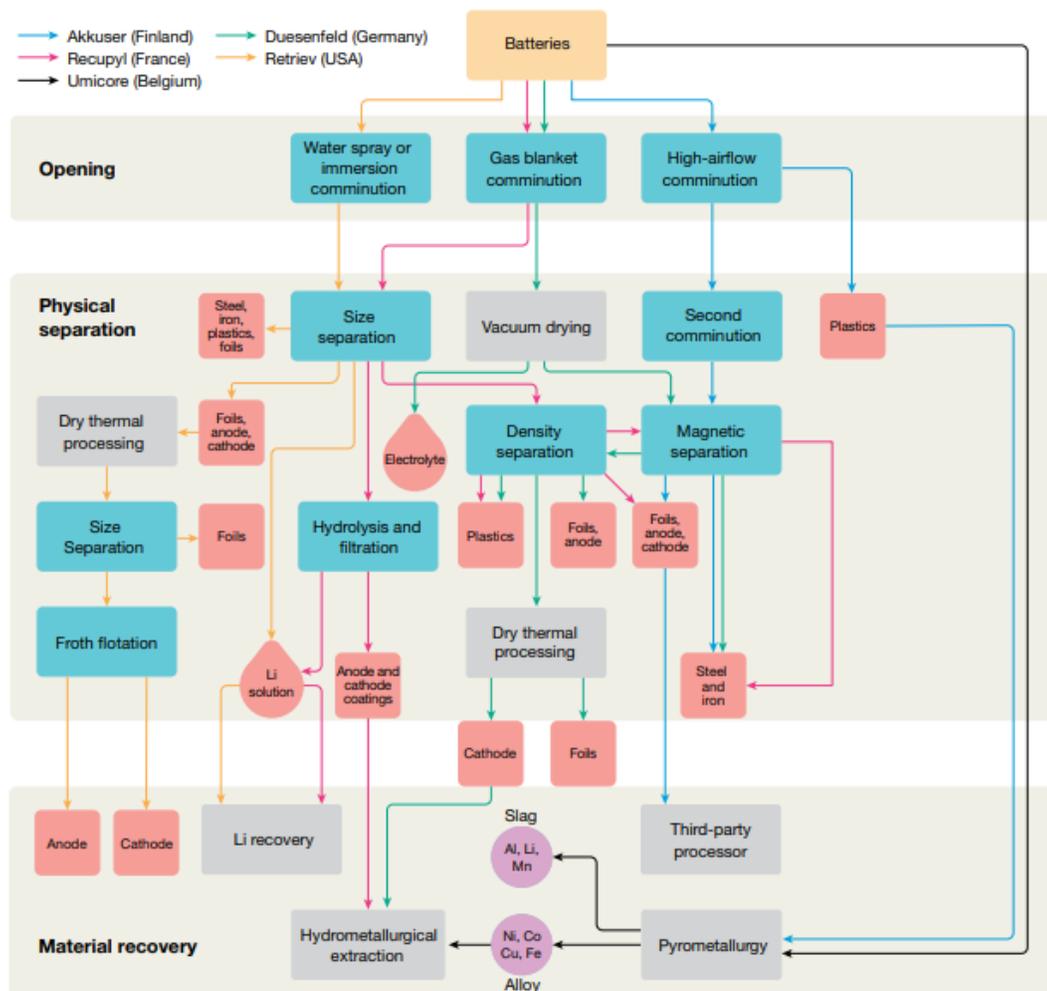
Para la recuperación después de la trituration, los materiales recuperados pueden someterse a una variedad de procesos de separación física que aprovechan las variaciones en propiedades como el tamaño de las partículas, la densidad, el ferromagnetismo y la hidrofobicidad. (Harper et al., 2019, p. 81)

Estos procesos incluyen tamices, filtros, imanes, mesas vibratorias y medios pesados, utilizados para separar una mezcla de solución rica en litio, plásticos y papeles de baja densidad, cubiertas magnéticas, electrodos revestidos y polvos de electrodos. (Harper et al., 2019, p. 81)

El resultado es generalmente una concentración de revestimientos de electrodos en las fracciones finas de material y una concentración de plásticos, materiales de revestimiento y láminas metálicas en las fracciones gruesas. Las fracciones gruesas se pueden someter a procesos de separación magnética para eliminar material magnético, como carcasas de acero y procesos de separación por densidad para separar los plásticos de las láminas. El producto fino se denomina "masa negra" y comprende los revestimientos de los electrodos (óxidos metálicos y carbono). El carbono se puede separar de los óxidos metálicos mediante flotación por espuma, que explota la hidrofobicidad del carbono para separarlo de los óxidos metálicos más hidrofílicos. En la figura, se muestra una descripción general de cómo utilizan estos procesos varias empresas, que menciona los procesos Recupyl (Francia), Akkuser (Finlandia), Duesenfeld (Alemania) y Retriev (EE. UU./Canadá).

A menudo, los aglutinantes poliméricos de los componentes de "masa negra" deben eliminarse para liberar el grafito y los óxidos metálicos de los colectores de corriente de cobre y aluminio. Las rutas publicadas incluyen el uso de sonicación en un solvente como *N*-metil-2-pirrolidona (NMP) o dimetilformamida (DMF) para separar el cátodo del colector actual, tratamiento térmico para descomponer el aglutinante o disolución del colector de corriente de aluminio. Estos procesos, sin embargo, a menudo requieren altas temperaturas (60–100 °C) y son relativamente lentos (3 h). Si bien el ultrasonido puede inducir una deslaminación más rápida (1,5 h), sigue siendo demasiado lenta para un proceso de flujo continuo y las proporciones requeridas de disolvente a masa sólida de 10:1 no serán viables a escala comercial con estos disolventes. (Harper et al., 2019, p. 81).

Figura 39. Diagrama de flujo que representa rutas potenciales para la economía circular de LIB, detallando aplicaciones de segundo uso, reutilización, recuperación física, recuperación química y biorrecuperación



Fuente: (Harper et al., 2019)

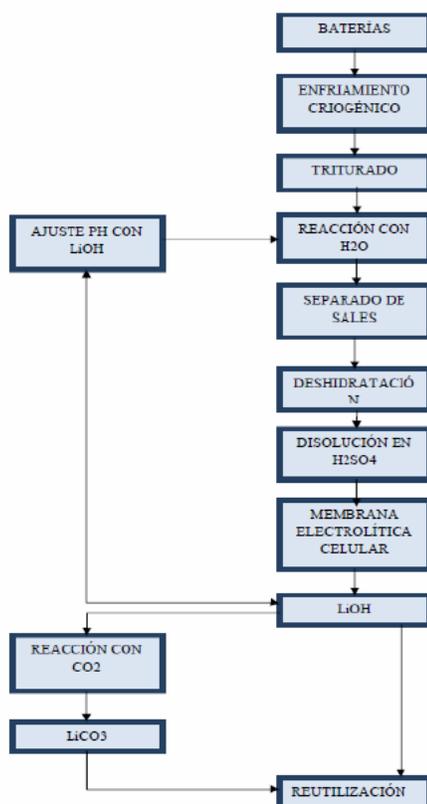
Proceso de reciclaje común: Recuperación de metales hidrometalúrgicos

Consisten en emplear soluciones acuosas para lixiviar los metales deseados del material del cátodo. Se han llevado a cabo varios estudios con el fin de determinar el conjunto de condiciones más eficiente para lograr una tasa de lixiviación

óptima. Estos incluyen: la concentración del ácido de lixiviación, el tiempo, la temperatura de la solución, la relación sólido-líquido y la adición de un agente reductor. (Harper et al., 2019, p. 81)

Un método en el que los conjuntos de ánodo y cátodo puedan separarse antes de la separación mecánica o basada en disolvente mejoraría en gran medida la segregación de materiales. Esta es una de varias áreas clave donde el diseño para el reciclaje al final de su vida útil promete tener un impacto real, pero aún será necesario procesar la acumulación histórica de baterías que contienen fluoruro de polivinilideno (PVDF) como aglutinante. (Harper et al., 2019, p. 81)

Figura 40. Diagrama de flujo del proceso hidrometalúrgico



Fuente: (Ametic & y IR, 2012)

Este proceso tiene como objetivo la recuperación del Litio de las baterías fuera de uso. La recuperación de Litio es problemática no solo debido a la inestabilidad y toxicidad del metal por sí mismo, sino también por la reactividad, capacidad de corrosión y la toxicidad de varios subproductos (desencadenados por el litio) y compuestos intermedios que pueden formarse durante el proceso de reciclado. Además, la potencial contaminación del Litio por ciertas sustancias durante el proceso puede ser determinante de cara a la obtención final de un litio suficientemente puro, haciendo el proceso viable o no viable desde el punto de vista económico. (Ametic & y IR, 2012, p. 42)

Adicionalmente a la descarga, se realiza un enfriamiento criogénico reduce la temperatura de la batería y por lo tanto disminuye la reactividad de varias sustancias a una pequeña fracción de su reactividad a temperatura ambiente. Este proceso permite el desmantelamiento y la trituración sean alcanzados sin riesgo de explosión u otros efectos adversos.

La reacción del Litio y sus compuestos con H₂O, provoca la formación de sales que, retiradas de forma segura, y que pueden ser vendidas a usuarios de Litio, incluidos por ejemplo, los fabricantes de baterías. (Ametic & y IR, 2012, p. 42)

Al reaccionar componentes que contengan Litio, que dan lugar una gran diversidad de sales, es fundamental conseguir mantener un pH alto, con el objetivo de evitar la formación de H₂S, altamente tóxico. Normalmente, esto se consigue mediante la adición de NaOH a la solución, aunque la concentración de sodio debe estar estrictamente controlada (a fin de mantener baja la temperatura) para evitar la contaminación de sodio en las lamias de litio. El sodio es especialmente difícil de eliminar y excesivos niveles de contaminación de esta sustancia equivale a no hacer rentable el proceso de recuperación de Litio. Una gran variedad de sales de Litio se forma en los tanques de reacción dependiendo de la tecnología química de la batería, como: LiCl, LiCO₃ y LiSO₃; entre otras. La concentración de estas sales aumenta a medida que la disolución se satura hasta que las sales precipitan. (Ametic & y IR, 2012, p. 42)

Las sales precipitadas son bombeadas periódicamente hacia un tanque de sedimentación donde son extraídas de forma periódica y son procesadas en un filtro prensa. El output de este proceso es una disolución concentrada en sal con un contenido en humedad entorno al 28%. Con el objetivo de purificar las sales, y en particular, para eliminar los no deseados sulfuros, el concentrado obtenido anteriormente es situado en un electrolito celular híbrido conteniendo ácido sulfúrico disuelto. Los disolventes separan los iones Li⁺ de los diversos aniones, incluido el SO₃. Los iones de Li⁺ pasan a través una membrana en la que los aniones son repelidos. En el lado básico, se forma LiOH, el cual es utilizado para ajustar el pH en los tanques de reacción. El LiOH es posteriormente deshidratado o convertido en LiCO₃ mediante la adición de CO₂, donde el CO₂ es burbujeado a la disolución.

El LiOH o el LiCO₃ son finalmente secados en un secador térmico y empaquetados para su comercialización. La eficiencia del proceso de recuperación de iones de litio es de aproximadamente el 97%. El Litio recuperado es útil para ser utilizado en una amplia gama de aplicaciones. (Ametic & y IR, 2012, p. 43)

Tabla 18. Ventajas y desventajas de los procesos pirometalúrgicos e hidrometalúrgicos

PROCESO	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Pirometalúrgico	<ul style="list-style-type: none"> • Apta para varias tipologías de baterías • Valorización energética de plásticos • Altas velocidades de reacción • Poca superficie por unidad tratada 	<ul style="list-style-type: none"> • Principalmente se recupera cobalto y níquel • Alta inversión inicial • Emisiones de gases de efecto invernadero • Apto para materiales en cantidades considerables • Poca selectividad y eficacia de separación
Hidrometalúrgico	<ul style="list-style-type: none"> • Inversión inicial moderada. • Recuperación del litio y otros materiales. • Alto grado de separación. • Apto para metales en bajas cantidades. • Alta pureza de productos. • Ausencia de emisiones de gases efecto invernadero. 	<ul style="list-style-type: none"> • Altos costes de operación y mano de obra. • Velocidades de reacción lentas. • Alta superficie por unidad tratada. • Solo apto para baterías de litio. • Generación de residuos sólidos y aguas residuales. • Sensible a variaciones en la composición

Fuente: (Clements et al., El y Carreño 2021)

Reciclaje directo

Consiste en la eliminación de material de cátodo o ánodo del electrodo para su reacondicionamiento y reutilización en una LIB remanufacturada. En principio, los materiales de cátodo de óxido de metal mixto se pueden reincorporar en un nuevo electrodo de cátodo con cambios mínimos en la morfología del cristal del material activo. Hasta el momento, el

trabajo en esta área se ha centrado principalmente en las baterías de portátiles y teléfonos móviles, debido a la mayor cantidad de estas disponibles para reciclar. (Harper et al., 2019)

Proceso de reciclaje de baterías Umicore

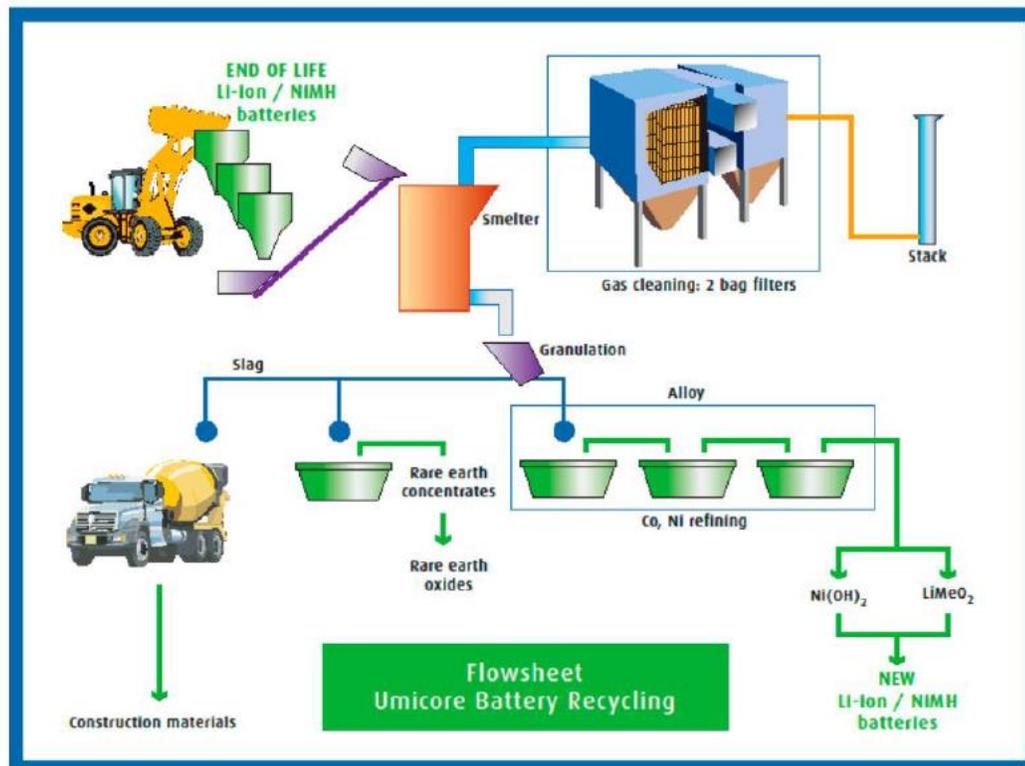
El proceso de reciclaje de baterías Umicore es uno de los procesos de reciclaje más avanzados para NiMH y LIB. Se basa en una combinación de operaciones unitarias pirometalúrgicas e hidrometalúrgicas sin pretratamiento mecánico de las celdas de la batería. El proceso está diseñado principalmente para recuperar níquel, cobalto y cobre como una aleación, que luego se procesa mediante métodos hidrometalúrgicos. El litio y los REE se pueden recuperar de la fracción de escoria. (Elwert et al., 2016, p. 42)

1. Las celdas de la batería se llenan en un horno de cuba con formadores de escoria.
2. El cobalto, el níquel y el cobre se convierten completamente en la fracción de aleación.
3. El litio, el aluminio y, en su caso, el manganeso se concentra en la fracción de escoria, así como los REE de las baterías de NiMH.
4. Otros elementos, especialmente los halógenos, se concentran en los polvos finos
5. La aleación, que contiene principalmente cobalto, níquel y cobre, se refina aún más mediante un tratamiento hidrometalúrgico que incluye la disolución de la aleación, la recuperación del cobre y la separación del níquel/cobalto mediante extracción con solventes.
6. Después de la separación y la refinación, el cobalto y el níquel se pueden convertir en precursores químicos para nuevos materiales catódicos
7. La escoria es completamente inerte y no peligrosa y actualmente se utiliza como material de construcción
8. Las emisiones de gases son tratadas por una instalación de limpieza de gases que asegura que no se produzcan dioxinas nocivas ni compuestos orgánicos volátiles. También captura el flúor y recoge todo el posible arrastre de polvo

Las principales ventajas del proceso son su robustez con respecto a la entrada de la batería, la ausencia de un pretratamiento mecánico de las celdas de la batería y las altas tasas de recuperación de cobalto, níquel y cobre.

La principal desventaja del proceso es que no es una solución ideal para baterías sin cobalto y níquel, ya que de estas baterías solo se recupera cobre y, en el futuro, quizás litio. Además, el aluminio metálico, que se utiliza como reductor en el tratamiento pirometalúrgico, acaba siendo un material de construcción de escaso valor. (Elwert et al., 2016, p. 42)

Figura 41. Diagrama de flujo simplificado del proceso de reciclaje de baterías Umicore



Fuente: (Elwert et al., 2016, p. 41)

Proceso de reciclaje LithoRec

Este proceso de reciclaje de baterías se encuentra en procesos de desarrollo de una planta a escala de demostración la Universidad Técnica de Braunschweig, Alemania , el cual se describe a continuación:

1. Las celdas de la batería pasan por una etapa de trituración con gas inerte y una etapa de calentamiento para la evaporación del electrolito. Estas etapas están idealmente conectadas a condensadores que permiten el reciclaje de electrolitos puros y etapas de procesamiento adicionales para el reciclaje de sales conductoras (típicamente LiPF_6).
2. El material triturado entra en la separación física que incluye la separación magnética de las cubiertas y la separación por densidad de las láminas de cobre y aluminio.
3. Los cátodos y ánodos se transfieren a la fracción de alta densidad y se tratan en un horno ($400\text{--}600^\circ\text{C}$), así como en un tamiz de chorro de aire especial para separar el material activo y el compuesto de lámina y recuperar el activo finamente disperso a través de un ciclón.
4. El material activo separado se puede introducir en otros procesos de reciclaje para producir directamente materiales de batería o elementos individuales (litio y metales de transición). (Elwert et al., 2016, p. 43)

En la siguiente grafica se puede observar la comparación de diferentes métodos de reciclaje de baterías de litio (procesos comunes y reciclaje directo), siendo los de color azul mejores y los lila peores, siendo el proceso de reciclaje directo uno de los mejores procesos, pero que al mismo tiempo se enfrenta a grandes variables que se convierten en desafíos, tales como: Estado de salud de la batería, manejo de óxidos metálicos, versatilidad en los procesos para

umentar su eficacia, lo cual requiere de mayor investigación para alcanzar un mayor costo beneficio. (Harper et al., 2019)

Figura 42. Comparación de diferentes métodos de reciclaje de LIB

Comparison of different LiB recycling methods Best Worst

	Technology readiness	Complexity	Quality of recovered material	Quantity of recovered material	Waste generation	Energy usage	Capital cost	Production cost
Pyrometallurgy	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****
Hydrometallurgy	****	****	****	****	****	****	****	****
Direct recycling	***	***	***	*****	****	****	****	****

	Presorting of batteries required	Cathode morphology preserved	Material suitable for direct re-use	Cobalt recovered	Nickel recovered	Copper recovered	Manganese recovered	Aluminium recovered	Lithium recovered
Pyrometallurgy	*****	No	No	*****	*****	*****	****	No	*****
Hydrometallurgy	****	No	No	*****	*****	****	****	*****	****
Direct recycling	***	*****	****	*****	*****	*****	*****	*****	*****

Fuente: (Harper et al., 2019)

Procesos motores eléctricos

Desmontaje

Actualmente, en el proceso de desmontaje se extrae el motor de combustión interna, además de los componentes para la reutilización, ya que, si estos materiales se trituran y se diluyen, se contaminan y se pierden, lo cual disminuye los ingresos para los recicladores.

Para el caso de los motores eléctricos, existen una serie de dificultades que deben superarse, los cuales están relacionados con la integración de componentes, conceptos de diseño y la tendencia a miniaturización, lo cual incrementan los costos. Actualmente estos procesos se encuentran en investigación, ya que el desmantelamiento adecuado juega un papel importante debido a las altas concentraciones de compuestos valiosos que contienen los vehículos eléctricos (cableado de cobre e imanes de NdFeB), así como el hierro en los motores de imanes.

Existen investigaciones de modelamiento de escenarios para el desmontaje de motores de imanes, considerando costos de mano de obra, el procesamiento descentralizado/centralizado y diferentes tipos de motores de imanes permanentes, en donde concluyen que el desmontaje del rotor con cojinetes magnéticos ya es rentable en la actualidad, principalmente debido al alto contenido de alambre de cobre recuperado. (Elwert et al., 2016)

En conclusión, actualmente, el desmontaje hasta el nivel del estator del rotor de los motores es económicamente factible y los componentes principales (cobre, acero, aluminio) pueden ser entradas a rutas de reciclaje convencionales. Para el caso de los rotores que contienen imanes, con el fin de aprovechar el acero es necesario su desmontaje adecuado para su reciclaje y evitar que esté se pierda en la escoria. Uno de los principales desafíos en este proceso es que estos requieren diferentes técnicas de desmontaje, ya que algunos se montan en la superficie, o en bolsillos cerca de la superficie del rotor. A continuación, se muestra un rotor completo y desmantelado. (Elwert et al., 2016)

Figura 43 De izquierda a derecha: Rotor, Segmento del rotor, Imanes permanentes desmontados en la superficie



Fuente: (Elwert et al., 2016)

Figura 44. De izquierda a derecha: Rotor, Segmento del rotor, Imanes desmantelados

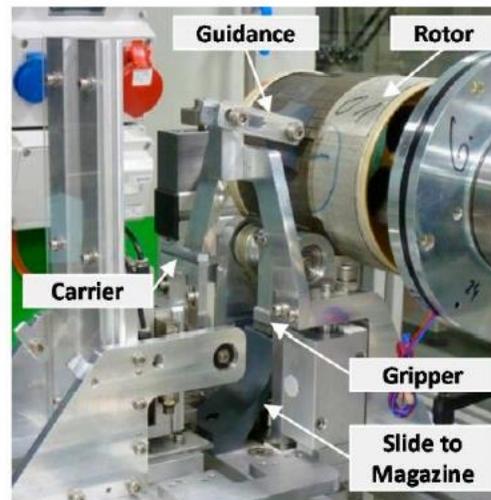


Fuente: (Elwert et al., 2016)

La investigación MORE, abordada por el Instituto de Automatización de Fábricas y Sistemas de Producción de la Universidad Friedrich-Alexander de Erlangen-Nuremberg, desarrolló dos enfoques con dos máquinas prototipo para el desmantelamiento mecánico de los imanes.(Elwert et al., 2016)

Para los imanes puestos en la superficie, estos se cortan, se transportan a una cámara de almacenamiento que los clasifica por polaridad y los apila por separado con la ayuda de placas de plástico.

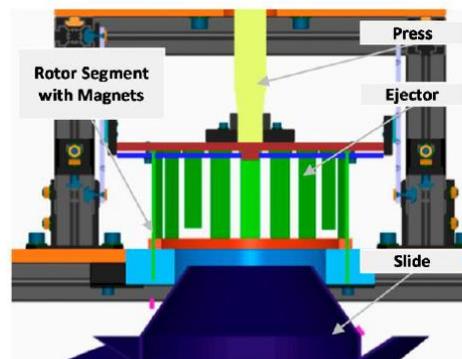
Figura 45. Configuración de demostración para el desmantelamiento de imanes de superficie



Fuente: (Elwert et al., 2016). Reproducido y adaptado con autorización de Klier, T., “MORE”: un proyecto sobre reciclaje de componentes y metales estratégicos de motores eléctricos (presentación), 2015

En el caso de los imanes permanentes, estos son expulsados de sus segmentos de rotor por un eyector específico del rotor a través de un carro no magnético, son conducidos a una cinta transportadora con desmagnetización integrada por radiación infrarroja.(Elwert et al., 2016, p. 47). Después del desmontaje y, si es necesario, la desmagnetización, los imanes teóricamente pueden procesarse en una planta de reciclaje.

Figura 46. Concepto para el desmantelamiento de imanes permanentes



Fuente: (Elwert et al., 2016). Reproducido y adaptado con autorización de Klier, T., “MORE”: un proyecto sobre reciclaje de componentes y metales estratégicos de motores eléctricos (presentación), 2015

Reciclaje

Dado que China es el principal productor de imanes de NdFeB (cuota de mercado >80 %), hay cantidades suficientes disponibles. Es por esta razón que actualmente el reciclaje de imanes no existe fuera de China, donde se reciclan principalmente los desechos de producción.(Elwert et al., 2016, p. 48)

Teniendo en cuenta que hoy en día existe una recolección ineficiente, dificultades técnicas de extracción de imanes y falta de incentivos económicos. El reciclaje de chatarra posconsumo casi no se lleva a cabo en ninguna parte, según el Programa de las Naciones Unidas para el medio ambiente (PNUMA) está por debajo del 1%. No obstante, se continúan investigando diferentes conceptos de reciclaje, incluida la reutilización de imanes, la reutilización de la aleación magnética y la recuperación de materias primas. (Elwert et al., 2016, p. 48)

Procesos electrónica de potencia

Desmontaje

Como se mencionó anteriormente la electrónica de potencia son unidades compactas de 10 kg o más que contienen materiales de alto valor, y, a pesar, de que actualmente no existe más información sobre el desmontaje de este, se puede asumir que este proceso es económico siempre y cuando las tendencias de miniaturización y descentralización no sean predominantes, ya que esto haría un desmontaje más difícil y por consecuencia con mayores costos. (Elwert et al., 2016)

Reciclaje

Según la investigación "Reciclado de vehículos eléctricos 2020: componentes electrónicos de potencia de componentes clave", desarrollada por el Ministerio Federal de Medio Ambiente, Conservación de la Naturaleza, Construcción y Seguridad Nuclear de Alemania, muestran como primeros resultados que la electrónica de potencia actual se puede tratar de forma similar a la chatarra electrónica normal. Esto quiere decir que realiza procesos de clasificación y separación posteriores para producir concentrados de metales comercializables para su posterior procesamiento metalúrgico. (Elwert et al., 2016)

No obstante, es necesario continuar investigando, ya que se pueden esperar cambios significativos en los próximos años. Entre ellos, nuevos conceptos de desmontaje debido a la posible integración de la electrónica de potencia en el motor eléctrico, así como la inclusión de nuevos elementos semiconductores: GaN en lugar de semiconductores basados en SiC o Si. (Elwert et al., 2016)

En conclusión, a pesar de que existen investigaciones en desarrollo para lograr un reciclaje más eficiente de vehículos eléctricos, específicamente sus componentes como baterías y motores hasta ahora no se ha logrado un progreso suficiente para abordar el reciclaje y la reutilización de baterías de vehículos eléctricos, ya que la tasa promedio de reciclaje en los miembros de la UE es del 48%, mientras que el litio aún se pierde con tasas de recuperación del 15% en todo el mundo. Las tecnologías de reciclaje para baterías de iones de litio (LIB) al final de su vida útil se están quedando atrás del rápido aumento de los vehículos eléctricos, lo que a su vez conducirá a un gran problema de residuos en el futuro. (Malinauskaite, Anguilano y Rivera 2021).

Así mismo, es necesario realizar estudios exhaustivos desde una perspectiva interdisciplinaria que incluya aspectos legales y técnicos desde un punto de vista circular que permitan el reciclaje y la recuperación de materiales críticos de LIB, garantizando procesos seguros y económicamente viables. (Malinauskaite et al., 2021)

2.2.4 Herramientas tecnológicas a futuro

Como se vio en la sección anterior, uno de los factores clave para asegurar el reciclaje de las piezas de los vehículos es el proceso de desmontaje. Es por esta razón que las investigaciones a futuro están enfocadas en nuevos diseño y materiales de las partes como son electrónica de potencia, baterías y motores, con el fin de que cuando estos terminen su vida útil sea posible un fácil y económico desmontaje para su posterior aprovechamiento de las partes.

Uso de nuevos materiales y diseños en la electrónica de potencia de los vehículos eléctricos

Las investigaciones actuales (I+D), pretenden como objetivo principal aumentar la eficiencia energética y un diseño más compacto y ligero, lo cual implica el uso de nuevos materiales y diseños en el futuro, además se están investigando

nuevas tecnologías de conexión, montaje, refrigeración y carcasa. Reemplazando la soldadura por la sinterización (proceso térmico para el desarrollo de uniones (Kang & Kang, 2005)) y la sustitución de alambres adhesivos por láminas de plata. (Elwert et al., 2016)

Otro enfoque importante es el uso de semiconductores como el carburo de silicio o el nitruro de Galio en lugar del silicio que se usa actualmente. El uso de estos semiconductores permite el funcionamiento de chips con frecuencias y temperaturas más altas. El uso de chips permite la miniaturización de partes como condensadores e inductores. La miniaturización de estos componentes implica la disminución del uso de materiales, así como la reducción de masa en un 50%. (Elwert et al., 2016).

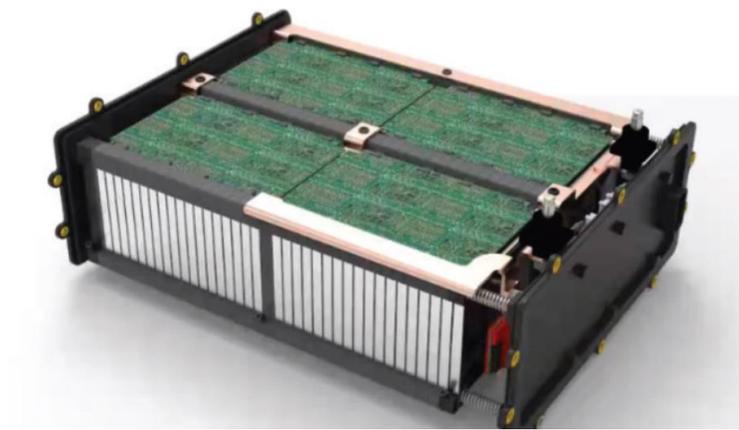
Nuevos diseños de motor

Otras investigaciones están desarrollando prototipos de motor con electrónica de potencia integrada reduciendo peso y costos y aumentando la eficiencia energética, no obstante, siguen siendo investigaciones muy preliminares que requieren de mayor desarrollo tecnológico. (Elwert et al., 2016)

Nuevos diseños de baterías

La compañía MAHLE Powertrain y Allotrope Energy, del Reino Unido han presentado una nueva tecnología de batería de carbono y litio (Li-C) libres de metales de tierras raras, son completamente reciclables. Una de sus ventajas es que permite entregar una carga completa en un tiempo similar al reabastecimiento de combustible de un vehículo de combustión interna (carga ultrarrápida). Por último, su cátodo de tipo condensador permite una vida útil de más de 100 000 ciclos, mucho mayor que las baterías convencionales. (Rimmele Christopher, 2021)

Figura 47. Batería de carbono litio



Fuente: (Rimmele Christopher, 2021)

Recuperación de metales biológicos

El proceso utiliza microorganismos para digerir selectivamente los óxidos metálicos del cátodo y reducir estos óxidos para producir nanopartículas metálicas, es decir a través de bacterias se recuperan estos materiales valiosos. Esta tecnología es relativamente nueva para el reciclaje de baterías de litio y se requiere de mayor investigación para probar su funcionamiento a gran escala. Es de resaltar que es complementaria a los procesos hidrometalúrgicos y pirometalúrgicos. (Harper et al., 2019)

Finalmente, el sector tecnológico debe continuar con investigaciones de reciclaje en la misma velocidad que crece el mercado, estas tecnologías deben ser adaptables, con viabilidad económica, sólidas y que ofrezcan una alta eficiencia de reciclaje. (Chen et al., 2019a).

2.2.5 Impactos Ambientales

Como se explicó anteriormente, los procesos más comunes de reciclaje de baterías son los pirometalúrgicos, mecánicos e hidrometalúrgicos, así como algunos procesos mixtos realizados por algunas Empresas Alemanas (LithoRec en Alemania).

Teniendo en cuenta estos procesos, se realizan evaluaciones en términos ambientales, en donde se puede estimar cuales proporcionan mayores ventajas y cuáles no. Estas evaluaciones se encuentran basadas en tres proyectos de investigación desarrollados en Alemania: LiBRi, LithoRec y EcoBatRec, las cuales son consideradas pioneras en el reciclaje sostenible de baterías de vehículos, a través de tres rutas (Blömeke et al., 2022) :

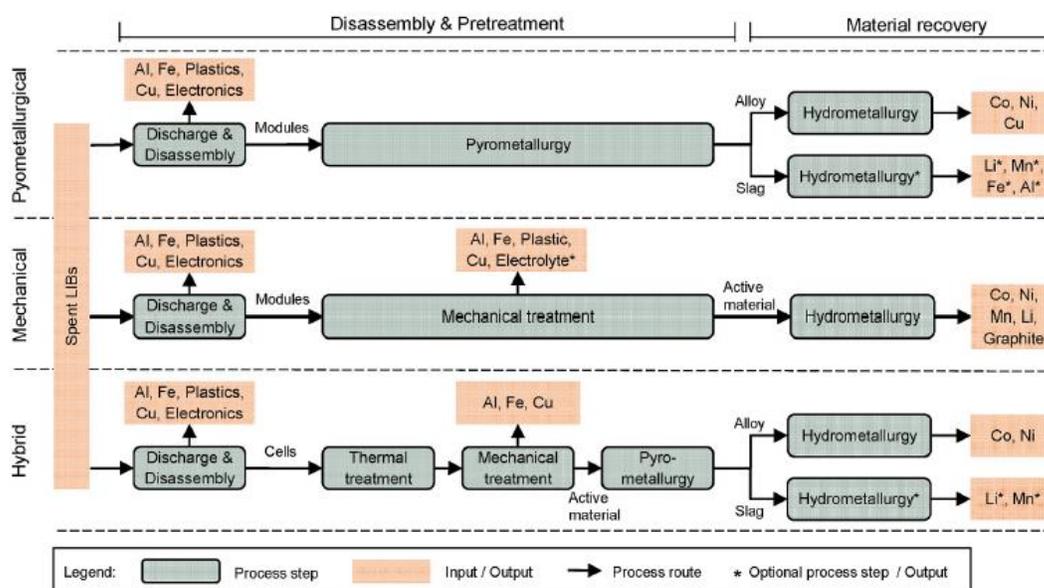
Ruta 1: Pretratamiento pirometalúrgico: Los materiales se separan en función de su densidad en una aleación y una fase de escoria

Ruta 2: Pretratamiento mecánico: Los módulos de la batería se trituran y los materiales se separan aún más en función de propiedades físicas como la densidad o el magnetismo

Ruta 3: Pretratamiento hidrometalúrgico: Combina procesos mecánicos y pirometalúrgicos en combinación con un tratamiento térmico aguas arriba

Estas tres rutas realizan de manera adicional una recuperación de materiales a través del proceso hidrometalúrgico, tal y como se puede observar en la figura a continuación. Es de resaltar que en este punto las baterías de LIB ya se encuentran descargadas y desmontadas (Blömeke et al., 2022). Además de los procesos se pueden observar los materiales recuperados a través de cada uno de estos.

Figura 48. Rutas de reciclaje para LIB



Fuente: (Blömeke et al., 2022)

Dentro de los proyectos de investigación LiBri, LithoRec y EcoBatRec, se realizó una evaluación del ciclo de vida ambiental (LCA) de acuerdo con ISO14040 / 14044 basada en procesos existentes en laboratorio o piloto.

Como se puede observar, en la siguiente figura, se comparan valores relacionados con items ambientales (impactos evitados, eficiencia del reciclaje y económicos (inversión y rentabilidad). El Análisis de Ciclo de Vida (LCA por sus siglas en inglés) se realiza de acuerdo con las rutas mencionadas anteriormente y los resultados se comparan en términos de kg CO₂-eq./KWh, en donde se tienen en cuenta valores de revisión bibliográfica versus los obtenidos en dicho estudio. Uno de los resultados concluyentes es que aún la literatura no presenta resultados comparables, completos y transparentes.

No obstante, de manera preliminar se puede observar, que la mayoría de los estudios describen el reciclaje de LIB como económicamente beneficioso y con el potencial de evitar impactos ambientales, aunque el beneficio potencial varía, así como las rutas de reciclaje que consumen más energía, como el procesamiento pirometalúrgico, tienen un mayor impacto ambiental en comparación con el reciclaje mecánico e hidrometalúrgico. (Blömeke et al., 2022)

El procesamiento hidrometalúrgico tiene ventajas ambientales, mientras que el procesamiento pirometalúrgico no es rentable desde el punto de vista ambiental. Para el caso de este estudio, todas las rutas de reciclaje valen la pena y tienen una cantidad significativamente mayor de evitadas. (Blömeke et al., 2022)

Figura 49. Validación de los resultados de la evaluación en comparación con estudios previos

Source	Value	Route	Recycling process	Value source	Value assessment	Remark	Assessment dimension
Mohr et al. 2020	Environmental impacts	1	D P H	12 kg CO ₂ -eq./kWh	35 kg CO ₂ -eq./kWh	Source on cell level	ENV
Mohr et al. 2020	Environmental impacts	2	D M H	22 kg CO ₂ -eq./kWh	41 kg CO ₂ -eq./kWh	Source on cell level	ENV
Mohr et al. 2020	Recycling efficiency	2	D M H	85 to 100%	79%	Source on cell level	ENV
Hoyer et al. 2015	Investment	2	D M	€ 5.8 million	€ 6.1 million	Average degression coefficient 0.72	ECON
Hoyer et al. 2015	Investment	2	D M	€ 14.0 million	€ 10.1 million	Average degression coefficient 0.63	ECON
Dai et al. 2019	Profit	1	D P H	0.96 €/kg battery	3.10 €/kg battery		ECON
Dai et al. 2019	Profit	2	D M H	1.35 €/kg battery	3.33 €/kg battery		ECON
Nguyen-Tien et al. 2022	Profit	2	D M H	2.40 €/kg battery	3.33 €/kg battery	Source on cell level	ECON

Legend:
D Dismantling P Pyrometallurgy M Mechanical H Hydrometallurgy ENV Environmental ECON Economic

Fuente: (Blömeke et al., 2022)

En ese estudio, las rutas 1 y 2 logran una mayor cantidad de impactos evitados. El beneficio general del reciclaje en el estudio de Mohr et al. está dominado por compuestos de aluminio, cobre y níquel. Los resultados muestran que las rutas de reciclaje industrial consideradas son económica y ambientalmente ventajosas en comparación con la producción de materiales de baterías vírgenes y, por lo tanto, contribuyen a una producción más limpia de baterías. Las rutas evaluadas obtienen ganancias de 3000 a 3300 euros por ton y evitaron impactos de 5.0-7.0 ton CO₂-eq./ton gastado LIB. (Blömeke et al., 2022)

Adicional a los estudios del Análisis de ciclo de vida, las investigaciones relacionan los impactos ambientales de manera generalizada y no para todos los procesos, según la revisión encontrada, es el proceso pirometalúrgico el responsable de generar mayores impactos ambientales sobre todo en relación con el componente aire, debido a las emisiones y consumos energéticos. En la siguiente tabla se describen las actividades de cada proceso versus los impactos generados. Adicional a los estudios de Evaluación de ciclo de vida LCA, las investigaciones relacionan los impactos ambientales de manera generalizada y no para todos los procesos, según la revisión encontrada, es el proceso pirometalúrgico el responsable de generar mayores impactos ambientales sobre todo en relación con el componente aire, debido a las emisiones y consumos energéticos. En la siguiente table se describen las actividades de cada proceso versus los impactos generados.

Tabla 19. Relación de impactos ambientales según las actividades del proceso pirometalúrgico

PROCESO	ACTIVIDAD	IMPACTO
Pirometalúrgico	Triturado	-Ruido y vibraciones

		-Emisiones de polvo y gases (Compuestos de níquel, cobalto, aluminio y manganeso)
	Evaporación del electrolito: Además de fundir todos los metales, a través del horno de arco eléctrico	-Generación de emisiones difusas, olores y humo
	Tanque de lixiviación: A este tanque le añade una disolución de H ₂ SO ₄ (ácido sulfúrico)	-Contaminación de aguas lixiviadas por fugas
	Horno de pirolisis: Consiste en un horno que se calienta a altas temperaturas en ausencia de oxígeno que involucra cambios de estado físicos y químicos de manera permanente	-Genera subproductos líquidos y sólidos con altos niveles de contaminantes tóxicos. -Requiere grandes cantidades de energía para funcionar ya que las temperaturas que alcanzan son muy elevadas.
	Secador rotatorio: El secado consiste en transmitir calor a los metales resultantes de la lixiviación para evaporar la humedad residual	- Emisiones de partículas de polvo a la atmosfera - Generación de emisiones difusas, olores y humos - Al manejarse altas temperaturas existe el riesgo de incendio de los materiales que se encuentran alrededor del secador es por este motivo que el secado tiene que hacerse en un ambiente controlado.

Elaboración propia, a partir de (Cuesta, 2019)

En cuanto a las ventajas y desventajas de los tres procesos más importantes, la siguiente figura resume varios aspectos, no solo ambientales sino también consumos energéticos, procesos adicionales, entre otros.

Figura 50. Comparación de los tres procesos de reciclaje de baterías existentes



Fuente: (Antuñano, 2022)

2.2.6 Costos de tecnologías

La complejidad y las diferencias que tiene cada batería en cuanto a su composición química y construcción genera una gran diversidad de tecnologías a emplear, por lo cual uno de los mayores obstáculos actualmente es que resulta más barato extraer estas materias primas que recuperarlas de las baterías ya fabricadas. (Tecnologías y Redes Yahoo, 2022). Estos aspectos, entre otros que se verán a continuación, explican porque actualmente no existe información de consulta pública sobre costos de inversión y costos de operación.

Criticidad de materias primas

Este problema no solo es una preocupación por el medio ambiente, también se trata de la criticidad de las materias primas, ya que materiales como el cobalto, níquel y manganeso y el litio son elementos actualmente considerados por la Comisión Europea como materias primas críticas debido a su importancia económica y riesgo de suministro. Es por esta razón, que mediante el reciclaje se puede ofrecer una solución vital a la inseguridad del suministro de materias primas y las fluctuaciones de precios. De hecho, a través de la recuperación de materias primas críticas de las LIB, los fabricantes pueden protegerse de las interrupciones del suministro y también crear flujos de ingresos adicionales. Por ejemplo, se predice que para 2040 el mercado global de reciclaje LIB tendrá un valor de \$ 31 mil millones anuales, ya que la batería EV retirada puede reutilizarse para una segunda vida en aplicaciones alternativas o reciclarse para obtener las materias primas. (Malinauskaite et al., 2021) La criticidad de materias primas influye en la fluctuación de precios, tal y como se explica a continuación:

Fluctuación de precios

Se espera que el mercado EV LIB crezca a más de USD 90 mil millones para 2026. Las tasas de adopción rápidas y cada vez mayores de EV plantean una preocupación para la cadena de suministro de materiales, como lo demuestra el precio fluctuante de las materias primas, especialmente litio y cobalto. (Chen et al., 2019).

El resultado de una escala de fabricación cada vez mayor, repercute en una fluctuación de costos de materiales. En el caso de las LIB se han reducido en un factor de 5 en los últimos 10 años (1,000 USD/kWh en 2005 a 200 USD/kWh en 2016). Sin embargo, los costos de materiales han estado fluctuando significativamente en los últimos años. Por ejemplo, el precio del litio aumentó entre 3 y 4 veces (de 50 USD/kg en 2010 a 20 USD/kg en 2017) y volvió a caer a 10 USD/kg a finales de 2018. Desde principios de 2017, el precio del cobalto se ha triplicado (de 30 USD/kg a 90 USD/kg en marzo de 2018) y volvió a caer a menos de 40 USD/kg a principios de 2019. (Chen et al., 2019).

La criticidad de los materiales hace que se aumenten los precios y no exista suministro de materia prima, lo cual desencadena posibles escenarios tales como desarrollo de tecnologías más asequibles económicamente de reciclaje para recuperar estas materias primas o el desarrollo de nuevos diseños con materiales diferentes a los existentes.

De hecho, el reciclaje es visto como una palanca que tiene el potencial de disminuir los costos futuros de la batería y el uso de energía, aliviar los precios de los materiales prístinos y reducir la dependencia de los materiales importados. (Chen et al., 2019).

Costos de transporte

Debido a sus cualidades térmicas y eléctricas inestables y al riesgo de fuga térmica si se manipulan incorrectamente durante el transporte, los LIB se clasifican como materiales peligrosos de categoría 9. Los LIB deben someterse y aprobar una serie de pruebas nacionales y/o internacionales antes del envío por carretera, mar o aire. Tener instalaciones de reciclaje locales y maduras tiene muchas ventajas (económicas, acceso a materiales estratégicos, etc.) sobre el envío de baterías a países con regulaciones menos estrictas que rigen el transporte y el reciclaje, dados los altos costos de transporte de LIB gastados, como resultado de su clasificación de materiales peligrosos, sería ideal si los LIB pudieran reciclarse o volverse inertes localmente. (Chen et al., 2019a)

Reciclaje de las baterías

Actualmente, existe una dificultad tecnológica debido a que estos procesos de reciclaje se enfocan en la recuperación de cobalto y níquel a partir de las celdas de NiMH. A medida que el diseño de las baterías avanza hacia las celdas de litio y se introducen otros materiales sin cobalto ni níquel, se presentará una reducción de materias primas recicladas, en consecuencia, el reciclaje de baterías no cubriría sus propios gastos. (Chen et al., 2019a) Es por esta razón que se están desarrollando tecnologías en estado piloto que permitan establecer eficiencias, ventajas ambientales y económicas.

Regulación

La Directiva 1006/66/CE exige una cuota mínima de reciclaje del 50 %. La cual se ve directamente afectada por la fluctuación de precios de materiales mencionados anteriormente, lo que puede generar que el reciclaje sea un escenario poco factible a nivel económico.

De acuerdo con el principio de responsabilidad del productor implementado en la Directiva 2006/66/CE, los productores de baterías o terceros que actúen en su nombre deben financiar el costo neto de recolección, tratamiento y reciclaje. Dado que los productores incluirán estos costos adicionales en los precios de sus baterías, los ahorros de precios a través de materias primas más baratas como el hierro y el manganeso podrían compensarse.

En conclusión, además de las consideraciones técnicas, la recolección, el almacenamiento, la logística y el transporte también son fundamentales para desarrollar prácticas comerciales viables para las LIB gastadas, así como el reciclaje o pretratamiento local, (debido a la naturaleza peligrosa de las LIB, el transporte representa un gran porcentaje del costo de reciclaje). Y de esta manera poder calcular los aspectos económicos y ambientales en todo el ciclo del proceso. (Chen et al., 2019a)

~~En conclusión~~ Además, es posible que no se reduzcan los costos monetarios generales del ciclo de vida. En cuanto al impacto ambiental, hay que analizar críticamente el ciclo de vida. Debido a la alta complejidad de los procesos y las largas cadenas de procesos, el reciclaje de materiales específicos no ofrece necesariamente una ventaja ecológica en comparación con la producción primaria de estas materias primas. Este es probablemente el caso de las materias primas con un impacto ecológico específico comparativamente bajo, como el hierro. (Elwert et al. 2016)

Es importante tener en cuenta que el material del cátodo debe reciclarse directamente para recuperar el valor suficiente. Dado que el reciclaje directo evita pasos de purificación largos y costosos, podría ser particularmente ventajoso para cátodos de menor valor como LiMn_2O_4 y LiFePO_4 , donde la fabricación de los óxidos de cátodo es el principal contribuyente a los costos de cátodo, la energía incorporada y la huella de dióxido de carbono. Por ejemplo, para otras químicas catódicas que no son tan ricas en cobalto, esta cifra cae notablemente una batería Nissan Leaf 2019 de 648 lb, cuesta entre USD 6.500 y USD 8.500 nueva, pero el valor de los metales puros en el material del cátodo es inferior a USD 400 y el costo de la cantidad equivalente de NMC (un material de cátodo alternativo) está en la región de USD 4.000. (Harper et al. 2019)

Un gran obstáculo económico en el desarrollo de estas plantas de aprovechamiento es que actualmente en el mercado es más barato comprar metales recién extraídos que usar materiales reciclados. Lo anterior, debido a las diferencias de las tecnologías que se deben emplear para lograr el reciclaje eficaz, ya que las baterías tienen grandes diferencias unas de otras en cuanto a su química y construcción. Adicionalmente, una de las dificultades de esta tecnología es la complejidad en cómo están unidas las celdas con pegamentos resistentes que dificultan su desmontaje. (Tecnologías y Redes Yahoo 2022)

Hay crecientes preocupaciones sobre las materias primas, especialmente el cobalto, el níquel y el manganeso que, aparte del litio, forman parte esencial de la composición de los LIB. El reciclaje puede ofrecer una solución vital a la inseguridad del suministro de materias primas y las fluctuaciones de precios (Malinauskaite, Anguilano y Rivera 2021).

La importancia de las baterías sostenibles en la UE también es visible en la reciente aprobación por parte de la CE de una ayuda estatal de 2.900 millones de euros para la "Innovación europea en baterías" que abarca doce Estados miembros para centrarse en una próxima generación de baterías a lo largo de toda la cadena de baterías. (Malinauskaite, Anguilano y Rivera 2021)

2.2.7 Base de datos de gestores

La siguiente figura muestra las Instalaciones de reciclaje de baterías de iones de litio en todo el mundo, las ubicaciones de las instalaciones de reciclaje por proceso de LIB se enumeran y marcan en el mapa, la mayoría de las instalaciones se concentran en unos pocos países o ubicaciones dentro de un país.(Chen et al., 2019a)

Figura 51. Instalaciones de reciclaje de baterías de iones de litio en todo el mundo



Fuente: (Chen et al., 2019a)

Como información adicional, en la siguiente tabla se describen brevemente las principales empresas recicladoras existentes en la actualidad a nivel mundial para el reciclado de baterías de vehículos eléctricos o híbridos, según (Ametic & IR, 2012)

Tabla 20. Principales empresas de reciclaje de baterías de vehículos híbridos y eléctricos

NOMBRE	PAIS	SITIO WEB
Toxco Inc.	Canadiense	https://www.toxcommc.com/
Battery Solutions	EEUU	https://batterysolutionsinc.com/
Umicore S.A.	Bélgica	https://www.umicore.com/en/
Snam.	Francia	https://www.snam.it/en
Accurec GMBH	Alemania	https://accurec.de/

Fuente: (Ametic & IR, 2012)

A nivel de marcas comerciales, las marcas como Nissan y Volkswagen están reutilizando las baterías viejas de sus coches. Renault, por su parte, recicla ahora todas las baterías de sus coches eléctricos, a través de un consorcio con la empresa francesa de gestión de residuos Veolia, que también recicla celdas fotovoltaicas y la empresa química belga Solvay. (Tecnologías y Redes Yahoo 2022)

A nivel nacional, se encuentra la Planta recuperadora, Altero (<http://www.altero.com.co/>), diseñada por Andrea Alzate, egresada de la Universidad de Antioquia —y doctora en materiales— desarrolló un método que permite aprovechar las baterías sin generar emisiones, extrae cobalto, níquel y litio.

Sus métodos no son como los convencionales pirometalúrgicos o hidrometalúrgicos. Los procesos que lleva a cabo Altero son electromagnéticos, mecánicos y eléctricos. La planta tiene capacidad para procesar 90 toneladas al mes. El cobalto, el níquel y el litio se exportan, mientras que el cobre y el aluminio se comercializan en el mercado local. (Juan Quiceno, 2022)

3 ANÁLISIS GENERAL

3.1 Paneles solares

La sostenibilidad de la energía solar, actualmente se encuentra limitada a factores tales como regulaciones normativas, avances tecnológicos y viabilidad económica.

La normatividad, es una herramienta clave para crear cambios no solo a nivel de gestión sino también en la activación del mercado de materiales valiosos recuperados. Como muestra de ello, se encuentra el modelo europeo y en etapas iniciales EE. UU (RystadEnergy, 2022), se puede observar que a mayor claridad en la norma en cuanto a obligaciones del generador y responsabilidad de aprovechamiento, mayor implementación de tecnologías e inversión para la mejora de estas. Adicionalmente, el marco normativo permite establecer una cadena de proceso organizada, la cual repercute en mayores eficiencias de reciclaje estableciendo control en los porcentajes de recolección, desmantelamiento, preprocesamiento y recuperación.

Los actuales procesos de reciclaje de paneles solares, aún se encuentran en sus primeras etapas, pues a pesar de la cantidad de investigaciones existentes, siguen siendo muy ineficientes, Cuando los procesos de reciclaje en sí mismos son eficientes, el reciclaje no solo reduce los residuos y las emisiones relacionadas con los residuos, sino que también ofrece el potencial de reducir el uso de energía y las emisiones relacionadas con la producción de materiales vírgenes (International Energy Agency Photovoltaic power systems program, 2018), además, desde el punto de vista económico estos procesos no parecen ser muy rentables debido al tipo de materiales que se están recuperando (los de menor valor en el mercado). De aquí la importancia de continuar con el desarrollo en investigaciones relacionadas con procesos más eficientes, sostenibles y que puedan comercializarse.

El avance tecnológico en aprovechamiento de materiales es clave no solo para dar viabilidad económica a este tipo de procesos, sino también para que estos ingresen en la cadena de suministros del proceso en la elaboración de paneles solares, disminuyen impactos ambientales de consumos energéticos y agotamiento de los recursos naturales.

En Colombia, además de fortalecer el marco normativo frente a la gestión de estos residuos, tomando como modelos las experiencias europeas, es importante establecer una línea base del tipo de paneles que se están instalando en los diferentes proyectos en todo el territorio colombiano, con el fin de precisar más información en cuanto a tipo de tecnología necesaria para sus aprovechamientos, establecer responsabilidad posconsumo de proveedores y fijar costos.

3.2 Vehículos eléctricos

Es esencial que los marcos regulatorios estén articulados con el ritmo de desarrollo tecnológico, especialmente, en términos de la creación de un mercado para la "segunda vida" de EVB, así como el reciclaje LIB, que se explorará en este momento. (Malinauskaitė et al., 2021). Dinamizar el marco normativo en una dirección en que se extiende la responsabilidad al productor y se establecen tasas ambiciosas de reciclaje, permite el desarrollo y madurez de tecnologías eficientes y sostenibles. Si bien actualmente estas tecnologías son incipientes y están más orientadas a la recuperación de materiales de baterías de níquel y cobalto, el acelerado crecimiento del sector de vehículos híbridos y eléctricos, así como la criticidad de los materiales, serán variables que presionarán para lograr mejor resultados incluida la recuperación Litio para el caso de las baterías más modernas.

Debido a las incertidumbres relativas a la futura legislación ambiental y el desarrollo del mercado, es importante establecer una infraestructura de reciclaje flexible y ampliable que garantice la utilización de alta capacidad correspondiente al crecimiento futuro esperado del mercado.

De otro parte, la complejidad en sí de la batería como residuo, hace que establecer costos de implementación y operación, sea en muchos casos incierto y difícil, ya que su tratamiento y aprovechamiento depende de variables como la criticidad de materiales, transporte, diseño, especificidad de tecnología de aprovechamiento. Es por esta razón que las principales empresas del sector automovilístico se encuentran en investigación y desarrollo de múltiples proyectos que prueban diversas tecnologías de aprovechamiento, así como nuevos diseños y materiales que a futuro no requiera

de tantas materias primas ni dificulte su desmantelamiento. En cuanto se desarrollen este tipo de tecnologías, se podrá conocer con mayor claridad los aspectos ambientales, sociales y económicos.

ya que las baterías usadas deben transportarse como mercancías peligrosas con los costos altos correspondientes, existe un conflicto de objetivos entre las instalaciones grandes y centralizadas y el aumento de los costos de transporte (Chen et al., 2019b). Fomentar los procesos de reciclaje a nivel local, permitiría una disminución de costos en la gestión de este residuo, lo que puede ser una oportunidad para Colombia, para acceder a proyectos de investigación I+ D relacionados con el aprovechamiento de las baterías de vehículos eléctricos en alianza con el sector educativo, energético, entre otros actores como Empresas emergentes de tratamiento de baterías de Litio, Altero, cuya tecnología de reciclaje se encuentra patentada en Colombia

Las vías para futuras investigaciones son las relaciones sistémicas y globales entre el reciclaje, la producción y los proveedores, especialmente cuando participan múltiples actores. Finalmente, las influencias del diseño del producto en el reciclaje serán particularmente interesantes cuando el productor de baterías también actúe como el reciclador posterior. (Chen et al., 2019a)

4 BIBLIOGRAFIA

- Ametic, & IR, I. R. S. (2012). *ANEXO 2 - Gestión y tratamiento de baterías de vehículo eléctrico e híbrido.*
- Antuñano, N. (2022). *Análisis de los grandes procesos de reciclaje en el sector de las baterías | CIC energiGUNE.* <https://cicenergigune.com/es/blog/procesos-reciclaje-sector-baterias>
- Batería Vehículo Eléctrico.* (2022). DiagnosisTips. <https://www.diagnostictips.com/bateria-coche-electrico/>
- Blömeke, S., Scheller, C., Cerdas, F., Thies, C., Hachenberger, R., Gonter, M., Herrmann, C., & Spengler, T. S. (2022). Material and energy flow analysis for environmental and economic impact assessment of industrial recycling routes for lithium-ion traction batteries. *Journal of Cleaner Production*, 377, 134344. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2022.134344>
- Call2Recycle. (2021). *Recycling Laws By State | Call2Recycle | United States.* <https://www.call2recycle.org/recycling-laws-by-state/>
- Chen, M., Ma, X., Chen, B., Arsenault, R., Karlson, P., Simon, N., & Wang, Y. (2019a). Recycling End-of-Life Electric Vehicle Lithium-Ion Batteries. *Joule*, 3(11), 2622-2646. <https://doi.org/10.1016/J.JOULE.2019.09.014>
- Chen, M., Ma, X., Chen, B., Arsenault, R., Karlson, P., Simon, N., & Wang, Y. (2019b). Recycling End-of-Life Electric Vehicle Lithium-Ion Batteries. *Joule*, 3(11), 2622-2646. <https://doi.org/10.1016/J.JOULE.2019.09.014>
- Clements, A., El, J., & Carreño, M. (2021). *ESTUDIO DEL REAPROVECHAMIENTO ENERGÉTICO DE LAS BATERÍAS PROCEDENTES DE VEHÍCULOS ELÉCTRICOS FUERA DE USO.*
- Cuesta, I.-V. W. (2019). *UNIVERSIDAD POLITÉCNICA SALESIANA SEDE CUENCA CARRERA DE INGENIERÍA MECÁNICA AUTOMOTRIZ "ANÁLISIS DE FACTIBILIDAD TÉCNICA DEL PROCESO.*
- Deutsche Recycling. (2022). *DR Deutsche Recycling Service GmbH.* <https://deutsche-recycling.es/directiva-europea-raee/>
- Dias, P., Schmidt, L., Gomes, L. B., Bettanin, A., Veit, H., & Bernardes, A. M. (2018). Recycling Waste Crystalline Silicon Photovoltaic Modules by Electrostatic Separation. *Journal of Sustainable Metallurgy*, 4(2), 176-186. <https://doi.org/10.1007/S40831-018-0173-5>
- Domínguez, A., & Geyer, R. (2019). Photovoltaic waste assessment of major photovoltaic installations in the United States of America. *Renewable Energy*, 133, 1188-1200. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2018.08.063>
- EIT Raw Materials. (2019, septiembre 3). *ROSI start-up offers silicon recycling technology demonstrating a circular economy for PV industry - EIT RawMaterials.* <https://eitrawmaterials.eu/rosi-start-up-offers-silicon-recycling-technology-demonstrating-a-circular-economy-for-pv-industry/>

Elwert, T., Goldmann, D., Römer, F., Buchert, M., Merz, C., Schueler, D., & Sutter, J. (2016). Current developments and challenges in the recycling of key components of (Hybrid) electric vehicles. 2016. En *Recycling* (Vol. 1, Issue 1, pp. 25-60). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/recycling1010025>

European Parliament. (2022). *New EU regulatory framework for batteries*.

Farrell, C. C., Osman, A. I., Doherty, R., Saad, M., Zhang, X., Murphy, A., Harrison, J., Vennard, A. S. M., Kumaravel, V., Al-Muhtaseb, A. H., & Rooney, D. W. (2020). Technical challenges and opportunities in realising a circular economy for waste photovoltaic modules. En *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 128). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109911>

Fiandra, V., Sannino, L., Andreozzi, C., & Graditi, G. (2019). End-of-life of silicon PV panels: A sustainable materials recovery process. *Waste Management*, 84, 91-101. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2018.11.035>

Fisher, A. (2022). *La energía fotovoltaica en la economía circular: Una herramienta de modelización ayuda a predecir el flujo de materiales solares – pv magazine España*. <https://www.pv-magazine.es/2022/04/26/la-energia-fotovoltaica-en-la-economia-circular-una-herramienta-de-modelizacion-ayuda-a-predecir-el-flujo-de-materiales-solares/>

Hanley, S. (2022, julio 17). *Solar Panel Recycling Is About To Become BIG Business! - CleanTechnica*. <https://cleantechnica.com/2022/07/17/solar-panel-recycling-is-about-to-become-big-business/>

Harper, G., Sommerville, R., Kendrick, E., Driscoll, L., Slater, P., Stolkin, R., Walton, A., Christensen, P., Heidrich, O., Lambert, S., Abbott, A., Ryder, K., Gaines, L., & Anderson, P. (2019). Recycling lithium-ion batteries from electric vehicles. *Nature* 2019 575:7781, 575(7781), 75-86. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1682-5>

Heath, G. A., Silverman, T. J., Kempe, M., Deceglie, M., Ravikumar, D., Remo, T., Cui, H., Sinha, P., Libby, C., Shaw, S., Komoto, K., Wambach, K., Butler, E., Barnes, T., & Wade, A. (2020). Research and development priorities for silicon photovoltaic module recycling to support a circular economy. *Nature Energy*, 5(7), 502-510. <https://doi.org/10.1038/s41560-020-0645-2>

Herceg, S., Bautista, S. P., & Weiß, K. A. (2020). Influence of waste management on the environmental footprint of electricity produced by photovoltaic systems. *Energies*, 13(9). <https://doi.org/10.3390/en13092146>

Huang, W. H., Shin, W. J., Wang, L., Sun, W. C., & Tao, M. (2017). Strategy and technology to recycle wafer-silicon solar modules. *Solar Energy*, 144, 22-31. <https://doi.org/10.1016/J.SOLENER.2017.01.001>

International Energy Agency Photovoltaic power systems program. (2018). *End-of-Life Management of Photovoltaic Panels: Trends in PV Module Recycling Technologies End-of-Life Management of Photovoltaic Panels: Trends in PV Module Recycling Technologies Operating Agent*.

IRENA. (2016). *IRENA_IEAPVPS_End-of-Life_Solar_PV_Panels_2016 (1)*.

Jose I. Bilbao-Garvin-et al. (2021). *PV Module Design for Recycling Guidelines Task 12 PV Sustainability*. <https://iea-pvps.org/research->

- Juan Quiceno. (2022). *Paisa abrió recuperadora de litio, la primera del país*. <https://www.elcolombiano.com/negocios/paisa-abrio-recuperadora-de-litio-la-primera-del-pais-DF18598568>
- Kang, S.-J. L., & Kang, S.-J. L. (2005). *Sintering : densification, grain growth, and microstructure* (Issue 1). Elsevier Butterworth-Heinemann. <https://www.worldcat.org/oclc/162591399>
- Karas, J., Repins, I., Berger, K. A., Kubicek, B., Jiang, F., Zhang, D., Jaubert, J. N., Cueli, A. B., Sample, T., Jaekel, B., Pander, M., Fokuhl, E., Koentopp, M. B., Kersten, F., Choi, J. H., Bora, B., Banerjee, C., Wendlandt, S., Erion-Lorico, T., ... Maaroufi, H. (2022). Results from an international interlaboratory study on light- and elevated temperature-induced degradation in solar modules. *Progress in Photovoltaics: Research and Applications*, 30(11), 1255-1269. <https://doi.org/10.1002/PIP.3573>
- López, A. (2021). *Renovables: las seis empresas que ya reinan en el negocio | Empresas | Negocios | Portafolio*. <https://www.portafolio.co/negocios/empresas/renovables-las-seis-empresas-que-ya-reinan-en-el-negocio-555323>
- Mahmoudi, S., Huda, N., & Behnia, M. (2021). Multi-levels of photovoltaic waste management: A holistic framework. *Journal of Cleaner Production*, 294. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126252>
- Malinauskaite, J., Anguilano, L., & Rivera, X. S. (2021). Circular waste management of electric vehicle batteries: Legal and technical perspectives from the EU and the UK post Brexit. *International Journal of Thermofluids*, 10. <https://doi.org/10.1016/j.ijft.2021.100078>
- Mark Peplow, special to C. (2022, mayo 22). Solar panels face recycling challenge. *Chemical and Engineering News*. <https://cen.acs.org>
- Ministerio de Ambiente. (2010). *Baterías Usadas Plomo Ácido - Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible*. <https://www.minambiente.gov.co/asuntos-ambientales-sectorial-y-urbana/baterias-usadas-plomo-acido/>
- Mónica, M., Céspedes, S., Luisa Vásquez Stanescu, C., & Ramírez-Pisco, R. (2020). Disposición final e impacto ambiental de las celdas fotovoltaicas Final disposal and environmental impact of photovoltaic cells. *Publicaciones En Ciencias y Tecnología*, 14, 74-90. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.36089.60004/1>
- Nain, P., & Kumar, A. (2022a). A state-of-art review on end-of-life solar photovoltaics. En *Journal of Cleaner Production* (Vol. 343). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130978>
- Nain, P., & Kumar, A. (2022b). A state-of-art review on end-of-life solar photovoltaics. En *Journal of Cleaner Production* (Vol. 343). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130978>
- Neves, L. (2021). *Aumentan los volúmenes para el reciclaje de módulos fotovoltaicos en Brasil – pv magazine Latin America*. Pv Magazine. <https://www.pv-magazine-latam.com/2021/08/26/aumentan-los-volumenes-para-el-reciclaje-de-modulos-fotovoltaicos-en-brasil/>
- Parlamento Europeo. (s. f.). *Directiva 2012/19/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 4 de julio de 2012, sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) Texto pertinente a efectos del EEE*.

- Rimmele Christopher. (2021). *MAHLE Powertrain and Allotrope Energy unveil breakthrough battery technology*.
<https://www.mahle-powertrain.com/en/news-and-press/press-releases/mahle-powertrain-and-allotrope-energy-unveil-breakthrough-battery-technology-85632>
- RystadEnergy. (2022, julio 6). *Reduce, reuse: Solar PV recycling market to be worth \$2.7 billion by 2030*.
<https://www.rystadenergy.com/news/reduce-reuse-solar-pv-recycling-market-to-be-worth-2-7-billion-by-2030>
- Tasaki, T. (2014). *The Recycling Scheme for Compact Rechargeable Batteries in Japan-under the Act on the Promotion of Effective Utilization of Resources Title of the EPR-related Legislation: Specified resources-recycled products stipulated in the Act on the Promotion of Effective Utilization of Resources*.
<http://www.meti.go.jp/policy/recycle/main/data/pamphlet/pdf/handbook2010-eng.pdf>
- Tasnim, S. S., Rahman, M. M., Hasan, M. M., Shammi, M., & Tareq, S. M. (2022). Current challenges and future perspectives of solar-PV cell waste in Bangladesh. *Heliyon*, 8(2).
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e08970>
- Tecnologías y Redes Yahoo. (2022). *El enorme problema medioambiental de los coches eléctricos que vamos a sufrir*.
https://es.finance.yahoo.com/news/baterias-coches-electricos-problema-medioambiental-reciclaje-125727159.html?guce_referrer=aHR0cHM6Ly93d3cuZ29vZ2xlLnNvbS8&guce_referrer_sig=AQAAAKVN7Katt5XMtflOEMaNJDSai82HTdg6C8BvWegB9wlO3lzBPgx7KK1PqD2DaO-n9DUNnyDA4sJWgQ4FNhBIMXGml1cjVLwHlOrxGLfNu45GCV9DEdsalofCTv4lj_azKlwlIQP-3E3MA360P9Up6nNNXJsoAuq7-3WCXivXcXT&guccounter=1
- Tendencias tecnológicas. (2021). *El gran problema de la energía solar fotovoltaica*.
<https://www.youtube.com/watch?v=6Wghjfl10gY>
- Wang, D. (2021). Research on policies of power batteries recycle in china from the perspective of life cycle. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 29(2), 135-149.
<https://doi.org/10.3846/jeelm.2021.14855>
- Watkins, E., Farmer, A. (, Watkins, E., & Farmer, A. (2021). *Managing waste batteries from electric vehicles THE REPORT SHOULD BE CITED AS FOLLOWS CORRESPONDING AUTHORS*. www.ieep.eu
- Wesoff, E. (2022, junio 14). *New startup aims to recycle 95% of high-value content...* | Canary Media.
<https://www.canarymedia.com/articles/solar/new-startup-aims-to-recycle-95-of-high-value-content-from-solar-panels>
- Ametic, & IR, I. R. S. (2012). *ANEXO 2 - Gestión y tratamiento de baterías de vehículo eléctrico e híbrido*.
- Antuñano, N. (2022). *Análisis de los grandes procesos de reciclaje en el sector de las baterías* | CIC energiGUNE.
<https://cicenergigune.com/es/blog/procesos-reciclaje-sector-baterias>
- Batería Vehículo Eléctrico*. (2022). *DiagnosisTips*. <https://www.diagnostictips.com/bateria-coche-electrico/>

- Blömeke, S., Scheller, C., Cerdas, F., Thies, C., Hachenberger, R., Gonter, M., Herrmann, C., & Spengler, T. S. (2022). Material and energy flow analysis for environmental and economic impact assessment of industrial recycling routes for lithium-ion traction batteries. *Journal of Cleaner Production*, 377, 134344. <https://doi.org/10.1016/J.JCLEPRO.2022.134344>
- Call2Recycle. (2021). *Recycling Laws By State | Call2Recycle | United States*. <https://www.call2recycle.org/recycling-laws-by-state/>
- Chen, M., Ma, X., Chen, B., Arsenault, R., Karlson, P., Simon, N., & Wang, Y. (2019a). Recycling End-of-Life Electric Vehicle Lithium-Ion Batteries. *Joule*, 3(11), 2622-2646. <https://doi.org/10.1016/J.JOULE.2019.09.014>
- Chen, M., Ma, X., Chen, B., Arsenault, R., Karlson, P., Simon, N., & Wang, Y. (2019b). Recycling End-of-Life Electric Vehicle Lithium-Ion Batteries. *Joule*, 3(11), 2622-2646. <https://doi.org/10.1016/J.JOULE.2019.09.014>
- Clements, A., El, J., & Carreño, M. (2021). *ESTUDIO DEL REAPROVECHAMIENTO ENERGÉTICO DE LAS BATERÍAS PROCEDENTES DE VEHÍCULOS ELÉCTRICOS FUERA DE USO*.
- Cuesta, I.-V. W. (2019). *UNIVERSIDAD POLITÉCNICA SALESIANA SEDE CUENCA CARRERA DE INGENIERÍA MECÁNICA AUTOMOTRIZ "ANÁLISIS DE FACTIBILIDAD TÉCNICA DEL PROCESO*.
- Deutsche Recycling. (2022). *DR Deutsche Recycling Service GmbH*. <https://deutsche-recycling.es/directiva-europea-raee/>
- Dias, P., Schmidt, L., Gomes, L. B., Bettanin, A., Veit, H., & Bernardes, A. M. (2018). Recycling Waste Crystalline Silicon Photovoltaic Modules by Electrostatic Separation. *Journal of Sustainable Metallurgy*, 4(2), 176-186. <https://doi.org/10.1007/S40831-018-0173-5>
- Domínguez, A., & Geyer, R. (2019). Photovoltaic waste assessment of major photovoltaic installations in the United States of America. *Renewable Energy*, 133, 1188-1200. <https://doi.org/10.1016/J.RENENE.2018.08.063>
- EIT Raw Materials. (2019, septiembre 3). *ROSI start-up offers silicon recycling technology demonstrating a circular economy for PV industry - EIT RawMaterials*. <https://eitrawmaterials.eu/rosi-start-up-offers-silicon-recycling-technology-demonstrating-a-circular-economy-for-pv-industry/>
- Elwert, T., Goldmann, D., Römer, F., Buchert, M., Merz, C., Schueler, D., & Sutter, J. (2016). Current developments and challenges in the recycling of key components of (Hybrid) electric vehicles. En *Recycling* (Vol. 1, Issue 1, pp. 25-60). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/recycling1010025>
- European Parliament. (2022). *New EU regulatory framework for batteries*.
- Farrell, C. C., Osman, A. I., Doherty, R., Saad, M., Zhang, X., Murphy, A., Harrison, J., Vennard, A. S. M., Kumaravel, V., Al-Muhtaseb, A. H., & Rooney, D. W. (2020). Technical challenges and opportunities in realising a circular economy for waste photovoltaic modules. En *Renewable and Sustainable Energy Reviews* (Vol. 128). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.109911>
- Fiandra, V., Sannino, L., Andreozzi, C., & Graditi, G. (2019). End-of-life of silicon PV panels: A sustainable materials recovery process. *Waste Management*, 84, 91-101. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2018.11.035>

- Fisher, A. (2022). *La energía fotovoltaica en la economía circular: Una herramienta de modelización ayuda a predecir el flujo de materiales solares – pv magazine España*. <https://www.pv-magazine.es/2022/04/26/la-energia-fotovoltaica-en-la-economia-circular-una-herramienta-de-modelizacion-ayuda-a-predecir-el-flujo-de-materiales-solares/>
- Hanley, S. (2022, julio 17). *Solar Panel Recycling Is About To Become BIG Business! - CleanTechnica*. <https://cleantechnica.com/2022/07/17/solar-panel-recycling-is-about-to-become-big-business/>
- Harper, G., Sommerville, R., Kendrick, E., Driscoll, L., Slater, P., Stolkin, R., Walton, A., Christensen, P., Heidrich, O., Lambert, S., Abbott, A., Ryder, K., Gaines, L., & Anderson, P. (2019). Recycling lithium-ion batteries from electric vehicles. *Nature* 2019 575:7781, 575(7781), 75-86. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1682-5>
- Heath, G. A., Silverman, T. J., Kempe, M., Deceglie, M., Ravikumar, D., Remo, T., Cui, H., Sinha, P., Libby, C., Shaw, S., Komoto, K., Wambach, K., Butler, E., Barnes, T., & Wade, A. (2020). Research and development priorities for silicon photovoltaic module recycling to support a circular economy. *Nature Energy*, 5(7), 502-510. <https://doi.org/10.1038/s41560-020-0645-2>
- Herceg, S., Bautista, S. P., & Weiß, K. A. (2020). Influence of waste management on the environmental footprint of electricity produced by photovoltaic systems. *Energies*, 13(9). <https://doi.org/10.3390/en13092146>
- Huang, W. H., Shin, W. J., Wang, L., Sun, W. C., & Tao, M. (2017). Strategy and technology to recycle wafer-silicon solar modules. *Solar Energy*, 144, 22-31. <https://doi.org/10.1016/J.SOLENER.2017.01.001>
- International Energy Agency Photovoltaic power systems program. (2018). *End-of-Life Management of Photovoltaic Panels: Trends in PV Module Recycling Technologies End-of-Life Management of Photovoltaic Panels: Trends in PV Module Recycling Technologies Operating Agent*.
- IRENA. (2016). *IRENA_IEAPVPS_End-of-Life_Solar_PV_Panels_2016* (1).
- Jose I. Bilbao-Garvin-et al. (2021). *PV Module Design for Recycling Guidelines Task 12 PV Sustainability*. <https://iea-pvps.org/research->
- Juan Quiceno. (2022). *Paisa abrió recuperadora de litio, la primera del país*. <https://www.elcolombiano.com/negocios/paisa-abrio-recuperadora-de-litio-la-primera-del-pais-DF18598568>
- Kang, S.-J. L., & Kang, S.-J. L. (2005). *Sintering : densification, grain growth, and microstructure* (Issue 1). Elsevier Butterworth-Heinemann. <https://www.worldcat.org/oclc/162591399>
- Karas, J., Repins, I., Berger, K. A., Kubicek, B., Jiang, F., Zhang, D., Jaubert, J. N., Cueli, A. B., Sample, T., Jaeckel, B., Pander, M., Fokuhl, E., Koentopp, M. B., Kersten, F., Choi, J. H., Bora, B., Banerjee, C., Wendlandt, S., Erion-Lorico, T., ... Maaroufi, H. (2022). Results from an international interlaboratory study on light- and elevated temperature-induced degradation in solar modules. *Progress in Photovoltaics: Research and Applications*, 30(11), 1255-1269. <https://doi.org/10.1002/PIP.3573>
- López, A. (2021). *Renovables: las seis empresas que ya reinan en el negocio | Empresas | Negocios | Portafolio*. <https://www.portafolio.co/negocios/empresas/renovables-las-seis-empresas-que-ya-reinan-en-el-negocio-555323>

- Mahmoudi, S., Huda, N., & Behnia, M. (2021). Multi-levels of photovoltaic waste management: A holistic framework. *Journal of Cleaner Production*, 294. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126252>
- Malinauskaite, J., Anguilano, L., & Rivera, X. S. (2021). Circular waste management of electric vehicle batteries: Legal and technical perspectives from the EU and the UK post Brexit. *International Journal of Thermofluids*, 10. <https://doi.org/10.1016/j.ijft.2021.100078>
- Mark Peplow, special to C. (2022, mayo 22). Solar panels face recycling challenge. *Chemical and Engineering News*. <https://cen.acs.org>
- Ministerio de Ambiente. (2010). *Baterías Usadas Plomo Ácido - Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible*. <https://www.minambiente.gov.co/asuntos-ambientales-sectorial-y-urbana/baterias-usadas-plomo-acido/>
- Mónica, M., Céspedes, S., Luisa Vásquez Stanescu, C., & Ramírez-Pisco, R. (2020). Disposición final e impacto ambiental de las celdas fotovoltaicas Final disposal and environmental impact of photovoltaic cells. *Publicaciones En Ciencias y Tecnología*, 14, 74-90. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.36089.60004/1>
- Nain, P., & Kumar, A. (2022a). A state-of-art review on end-of-life solar photovoltaics. En *Journal of Cleaner Production* (Vol. 343). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130978>
- Nain, P., & Kumar, A. (2022b). A state-of-art review on end-of-life solar photovoltaics. En *Journal of Cleaner Production* (Vol. 343). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130978>
- Neves, L. (2021). *Aumentan los volúmenes para el reciclaje de módulos fotovoltaicos en Brasil – pv magazine Latin America*. Pv Magazine. <https://www.pv-magazine-latam.com/2021/08/26/aumentan-los-volumenes-para-el-reciclaje-de-modulos-fotovoltaicos-en-brasil/>
- Parlamento Europeo. (s. f.). *Directiva 2012/19/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 4 de julio de 2012, sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) Texto pertinente a efectos del EEE*.
- Rimmele Christopher. (2021). *MAHLE Powertrain and Allotrope Energy unveil breakthrough battery technology*. <https://www.mahle-powertrain.com/en/news-and-press/press-releases/mahle-powertrain-and-allotrope-energy-unveil-breakthrough-battery-technology-85632>
- RystadEnergy. (2022, julio 6). *Reduce, reuse: Solar PV recycling market to be worth \$2.7 billion by 2030*. <https://www.rystadenergy.com/news/reduce-reuse-solar-pv-recycling-market-to-be-worth-2-7-billion-by-2030>
- Tasaki, T. (2014). *The Recycling Scheme for Compact Rechargeable Batteries in Japan-under the Act on the Promotion of Effective Utilization of Resources Title of the EPR-related Legislation: Specified resources-recycled products stipulated in the Act on the Promotion of Effective Utilization of Resources*. <http://www.meti.go.jp/policy/recycle/main/data/pamphlet/pdf/handbook2010-eng.pdf>
- Tasnim, S. S., Rahman, M. M., Hasan, M. M., Shammi, M., & Tareq, S. M. (2022). Current challenges and future perspectives of solar-PV cell waste in Bangladesh. *Heliyon*, 8(2). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e08970>
- Tecnologías y Redes Yahoo. (2022). *El enorme problema medioambiental de los coches eléctricos que vamos a sufrir*. <https://es.finance.yahoo.com/news/baterias-coches-electricos-problema-medioambiental-reciclaje->

125727159.html?guce_referrer=aHR0cHM6Ly93d3cuZ29vZ2xlMnNvbS8&guce_referrer_sig=AQAAAKVN7Katt5XMtflOEMaNJDSai82HTdg6C8BvWegB9wIO3IzBPgx7KK1PqD2DaO-n9DUNnyDA4sJWgQ4FNhBIMXGml1cjVLwHIOrxGLfNu45GCV9DEdsalolFCTv4lj_azKlwlIQP-3E3MA360P9Up6nNNXJsoAuq7-3WCXivXcXT&guccounter=1

Tendencias tecnológicas. (2021). *El gran problema de la energía solar fotovoltaica*.
<https://www.youtube.com/watch?v=6Wghjfl10gY>

Wang, D. (2021). Research on policies of power batteries recycle in china from the perspective of life cycle. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 29(2), 135-149.
<https://doi.org/10.3846/jeelm.2021.14855>

Watkins, E., Farmer, A. (, Watkins, E., & Farmer, A. (2021). *Managing waste batteries from electric vehicles THE REPORT SHOULD BE CITED AS FOLLOWS CORRESPONDING AUTHORS*. www.ieep.eu

Wesoff, E. (2022, junio 14). *New startup aims to recycle 95% of high-value content...* | Canary Media.
<https://www.canarymedia.com/articles/solar/new-startup-aims-to-recycle-95-of-high-value-content-from-solar-panels>