

INFORME

RECICLAJE

de METALES

LA ALTERNATIVA A LA MINERÍA

										13 IIIA	14 IVA
										5 B Boron 10.81	6 C Carbon 12.011
										13 Al Aluminium 26.9815385	14 Si Silicon 28.085
4 IVB	5 VB	6 VIB	7 VIIB	8 VIIIB	9 VIIIB	10 VIIIB	11 IB	12 IIB			
22 Ti Titanium 47.867	23 V Vanadium 50.9415	24 Cr Chromium 51.9961	25 Mn Manganese 54.938044	26 Fe Iron 55.845	27 Co Cobalt 58.933194	28 Ni Nickel 58.6934	29 Cu Copper 63.546	30 Zn Zinc 65.38	31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630	
40 Zr Zirconium 91.224	41 Nb Niobium 92.90637	42 Mo Molybdenum 95.95	43 Tc Technetium (98)	44 Ru Ruthenium 101.07	45 Rh Rhodium 102.90550	46 Pd Palladium 106.42	47 Ag Silver 107.8682	48 Cd Cadmium 112.411	49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710	
72 Hf Hafnium 178.49	73 Ta Tantalum 180.94788	74 W Tungsten 183.84	75 Re Rhenium 186.207	76 Os Osmium 190.23	77 Ir Iridium 192.217	78 Pt Platinum 195.084	79 Au Gold 196.966569	80 Hg Mercury 200.592	81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2	



Informe realizado con la financiación del



GOBIERNO DE ESPAÑA

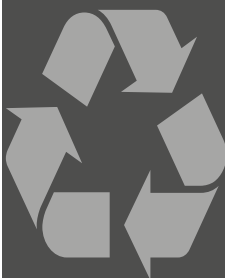
MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO

ecologistas en acción



INFORME

RECICLAJE de METALES



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.011
13 Al Aluminium 26.9815385	14 Si Silicon 28.085
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



Título:

Reciclaje de metales: la alternativa a la minería

Autores:

Martín Lallana Santos y Joám Evans Pim

Coordinación y maquetación:

Área de Minería de Ecologistas en Acción

Edición: **enero 2022**

Edita:

**Ecologistas en Acción
C/ Peñuelas n.º 12, bajo 28004
Madrid**

Teléfono: **915312739**

www.ecologistasenaccion.org

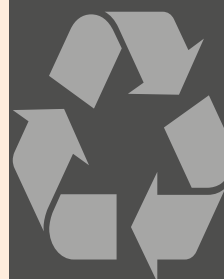
*Ecologistas en Acción agradece la reproducción
y divulgación de los contenidos de este informe
siempre que se cite la fuente.*

Esta publicación está bajo una licencia Reconocimiento-No comercial-
Compartir bajo la misma licencia 3.0 España de Creative Commons.



Esta actividad recibe financiación del Ministerio para la Transición
Ecológica y el Reto Demográfico.



13
IIIA14
IVA

B

Boron

10.81

C

Carbon

12.01

Al

Aluminium

26.9815385

Si

Silicon

28.085

Ga

Gallium

69.723

Ge

Germanium

72.630

In

Indium

114.818

Sn

Tin

118.710

Tl

Thallium

204.38

Pb

Lead

207.2



*“Es hora de decir
'basta'.*

Basta de maltratar la biodiversidad.

*Basta de matarnos a nosotros mismos con el
carbono.*

Basta de tratar la naturaleza como un retrete.

*Basta de quemas, perforaciones y minas cada vez
más profundas.*

Estamos cavando nuestra propia tumba”.

António Guterres

Secretario General de las Naciones Unidas

Op26, Noviembre de 2021)



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



ÍNDICE DE CONTENIDOS



1. Resumen y recomendaciones	5
1.1. Resumen	7
1.2. Recomendaciones	11
2. Introducción. El reciclaje de metales: un imperativo planetario	14
2.1. Estructura y objetivos	19
2.2. Metodología	20
2.3. Agradecimientos	21
2.4. Sobre los autores	22
3. Análisis comparado de impactos ambientales, sociales y energéticos	23
3.1. Los impactos de la extracción primaria	23
3.1.1. Drenajes ácidos de mina y contaminación por metales pesados	24
3.1.2. Riesgos asociados a los depósitos de residuos mineros	26
3.1.3. Impactos asociados al descenso de la ley de los yacimientos	27
3.1.4. Impactos sociales de la extracción primaria	28
3.2. Los impactos del reciclaje de metales	30
3.2.1. Consumo energético y emisiones	30
3.2.2. Impactos socio-económicos	33
3.2.3. Negatividades ambientales del reciclaje de metales	34
3.3. Comparativa de impactos entre metales primarios y secundarios	37
4. Análisis de escenarios de demanda de metales	39
4.1. Incremento de la potencia renovable instalada	41
4.2. Incremento de la movilidad eléctrica privada	42
5. Análisis del potencial de la minería urbana en España	48
5.1. Baterías	48
5.2. Vehículos	53
5.3. Aparatos eléctricos y electrónicos	55
5.4. Materiales presentes en stock y potencial de recuperación	61
6. Análisis del reciclaje y sustitución de metales	71
6.1. Indicadores y consideraciones generales sobre el reciclaje de metales	71
6.1.1. Tasa de aportación de reciclaje al final de la vida útil, extracción y reservas	71
6.1.2. Consideraciones sobre reciclado: la rueda del metal	74
6.2. Reciclaje, recuperación y sustitución materiales	76
6.2.1. Cobalto (Co)	76
6.2.2. Cobre (Cu)	80
6.2.3. Estaño (Sn)	81
6.2.4. Indio (In)	81
6.2.5. Litio (Li)	83
6.2.6. Níquel (Ni)	86
6.2.7. Plata (Ag)	86
6.2.8. Tierras raras: Disprosio (Dy) y Neodimio (Nd)	89
6.2.9. Tungsteno / Wolframio (W)	92
6.3. Reciclaje de tecnologías concretas	93



ÍNDICE DE CONTENIDOS

6.3.1. Baterías	94
6.3.2. Paneles fotovoltaicos	99
6.3.3. Residuos de aparatos eléctricos y electrónicos	100
7. Minería urbana y alternativas a la minería	107
7.1. Medidas sobre el diseño de productos	108
7.1.1. Contenido mínimo obligatorio de metales secundarios y políticas de sustitución	109
7.1.2. Diseño de productos para facilitar la reparación y reciclaje	110
7.1.3. Etiquetado obligatorio de contenido reciclado y reciclabilidad	114
7.1.4. Exigencia de contenido mínimo de metales secundarios y reciclabilidad en licitaciones públicas	115
7.1.5. Medidas para la reparabilidad y extensión de la vida útil de los productos	116
7.2. Medidas fiscales	118
7.2.1. IVA 'Circular' o Impuestos sobre el daño y valor añadido (IDVA)	118
7.2.2. Gravámenes sobre la extracción primaria	119
7.2.3. Sistemas de depósito, devolución y retorno (SDDR)	120
7.2.4. Ayudas para la recuperación y reciclaje	121
7.3. Medidas sobre exportaciones e importaciones	123
7.3.1. Fomento de la recuperación de metales críticos y lucha contra la exportación ilegal de RAEE	123
7.3.2. Trazabilidad y regulación de importaciones de metales primarios	124
7.4. Prohibiciones, moratorias y gobernanza de la extracción primaria	125
7.4.1. Prohibiciones y moratorias de la minería metálica	125
7.4.2. Hacia una gobernanza compartida de los recursos naturales	131
7.4.3. Necesidad de datos fiables sobre flujos de metales primarios y secundarios	134
7.5. Apoyo de soluciones innovadoras de recuperación y sustitución	134
7.5.1. Minería de vertedero y alcantarilla	135
7.5.2. Recuperación de metales en residuos de la industria minera	136
7.5.3. Recuperación de metales en salmueras de desalación	137
7.5.4. Fitominería y recuperación de metales en suelos y aguas contaminados	138
7.5.5. Recuperación de emisiones de partículas de vehículos	138
Bibliografía	140



13

IIIA

14

IVA

B

Boron

5,01

C

Carbon

6,01

Al

Aluminium

26,98

Si

Silicon

28,09

Ga

Gallium

69,72

Ge

Germanium

72,63

In

Indium

114,82

Sn

Tin

118,71

Tl

Thallium

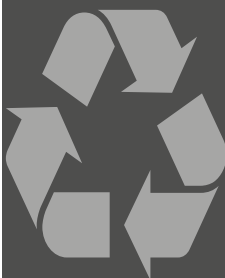
204,38

Pb

Lead

207,2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2



¿GAIA O THANATIA?

Las opciones que se presentan en este informe no son triviales. Suponen, junto con la imperiosa necesidad de reducir nuestra huella material ajustando nuestras sociedades a los límites planetarios, una disyuntiva entre los dos horizontes dispares que se nos presentan: **Gaia o Thanatia**.

Gaia nos remite al complejo sistema de interacciones biofísicas que permite a la Tierra continuar sosteniendo formas de vida complejas (como la de nuestra especie) en su superficie. **Thanatia**, por el contrario, es una Tierra hipotética en la que los combustibles fósiles se habrían consumido y todos los materiales concentrados se habrían extraído. Este escenario no se plantea en términos de tiempos geológicos, sino para un plazo relativamente corto, de algunas generaciones.

Considerar seriamente las recomendaciones y propuestas de este informe no es apenas una opción deseable desde el punto de vista ambiental y ético. Es una cuestión de supervivencia. Cuanto antes abandonemos los mitos del desacoplamiento entre crecimiento e impactos ambientales y de la propia posibilidad de un crecimiento perpetuo, antes podremos poner freno a la acelerada marcha colectiva que el Norte global ha emprendido hacia Thanatia.

Podemos seguir pensando que los crecientes problemas sociales y ambientales que hemos creado se resolverán por sí solos si conseguimos aumentar más y más el ritmo de extracción y destrucción, enterrándonos en un hoyo cada vez más hondo, o admitir que el sistema económico y social dominante basado en el crecimiento y en el beneficio particular está provocando impactos medioambientales irreversibles que amenazan la biosfera y la propia existencia humana.

El presente informe evidencia el error descomunal que supone pensar nuestra demanda de metales desde un paradigma extractivista, ignorando por completo las negatividades que esto genera y obviando la necesidad y obligación de responder ante las generaciones presentes y futuras por cada gramo de metal que extraemos y dispersamos sin posibilidad de recuperación futura.

Las propuestas que incluye deberían convertirse en un programa de acción transversal que revierta el modo en el que se gestiona ese recurso limitado y ambiental y socialmente costoso que son los metales. Ese nuevo modo, basado en la gestión democrática de los recursos, debe empezar a considerar seriamente la necesidad de dejar los minerales en el subsuelo (y los fondos marinos) precisamente para evitar las graves consecuencias ambientales que



*El presente
informe evidencia
el error descomunal
que supone pensar*



*nuestra demanda de
metales desde un
paradigma
extractivista,
ignorando por
completo las
negatividades que
esto genera y
obviando la necesidad
y obligación de
responder ante las
generaciones
presentes y futuras
por cada gramo de
metal que extraemos
y dispersamos sin
posibilidad de
recuperación
futura.*



¿GAIA O THANATIA?

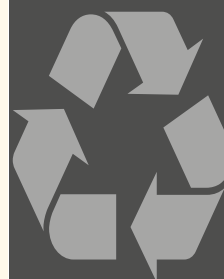
supondría extraer las descomunales cantidades de metales que las proyecciones de demanda presentan.

Thanatia se divisa más cerca cada día que mantenemos una economía planificada por y para unos pocos. No hay retorno de Thanatia. Para enderezar el rumbo cara a Gaia necesitamos un sistema económico que grave sobre la vida y el bien común.

Desde el Área de Minería de Ecologistas en Acción queremos ofrecer este informe para su consideración en un momento en el que se está produciendo un boom de nuevos proyectos de minería metálica tanto en España como en todo el mundo.

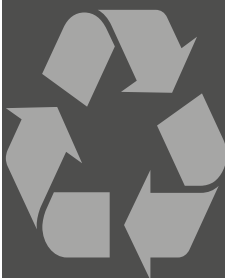
En base a los datos que presenta, invitamos a reflexionar sobre la conveniencia de abrir más y más minas que arrojan metales a un ritmo desenfrenado hacia el pozo sin fondo de nuestras sociedades de consumo. Esperamos que este informe ayude a sacarnos de una parálisis mórbida que nos ha llevado a relegar la recuperación y reciclaje de metales a la marginalidad en el metabolismo económico, para resituar a los metales secundarios en el centro de la gobernanza de los recursos.

Área de Minería de Ecologistas en Acción



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



RESUMEN Y RECOMENDACIONES

RESUMEN

La emergencia climática impone la necesidad de reducir drásticamente las emisiones de CO₂ de nuestra economía. Las actuales políticas de transición ecológica están centradas en la sustitución tecnológica en la generación de electricidad y en la movilidad. Esto hace que la demanda prevista de los minerales requeridos para la fabricación de estas tecnologías se multiplique en los próximos años. En el caso de metales como el cobalto, indio y litio este incremento de la demanda puede suponer exceder las reservas conocidas. Más allá de la posible escasez de estos elementos, un fuerte incremento en su extracción tendría severas consecuencias sociales y ambientales. Por estos motivos, es necesario avanzar hacia el aprovechamiento de los metales secundarios a partir de la recuperación y el reciclaje como parte de lo que ha venido a llamarse “minería urbana”.

En este informe comparamos los impactos entre la extracción y procesado de metales procedentes de la minería convencional con respecto a los metales recuperados o secundarios. Se revela de forma clara cómo los bajos precios de la minería ocultan los negativos impactos que tiene esta actividad sobre los territorios y las comunidades en las que se desarrolla. Factores como las emisiones generadas, la energía y el agua consumida o los contaminantes liberados son mucho más altos en la extracción primaria que en la recuperación de metales. Así mismo, la propia concentración con la que se encuentran presentes algunos elementos en residuos tecnológicos es mucho más elevada que la concentración de los yacimientos minerales. En el caso de un teléfono móvil inteligente, el oro se encuentra en él 100 veces más concentrado que en las minas de mayor ley.

Para evaluar la necesidad y el potencial de la minería urbana en España, realizamos un análisis específico al respecto. Por un lado, calculamos la cantidad de metales que sería necesaria para el incremento de la potencia eólica y fotovoltaica, así como de la movilidad eléctrica, contemplado por el escenario objetivo del PNIEC para el año 2030. Por otro lado, estimamos la cantidad de metales presentes en el stock de baterías, vehículos y aparatos eléctricos y electrónicos actualmente presentes en la economía española.

Los cálculos realizados nos aportan una aproximación del porcentaje de la demanda de minerales necesarios para la transición energética que sería posible obtener a partir de los residuos que llegarán en la próxima década a los cauces oficiales de recogida y tratamiento. De esta forma, obtenemos que esto representaría el 8,3% del cobalto, el 5.814,3 % del cobre, el 8,7 % del indio, el



Es necesario avanzar hacia el aprovechamiento de los metales secundarios a partir de la recuperación y el reciclaje como parte de lo que ha venido a llamarse “minería urbana”



RESUMEN Y RECOMENDACIONES

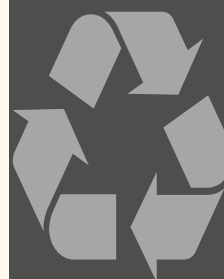
30,8 % del disprosio, el 2,7 % del litio, el 60,7 % del neodimio y el 62,7 % del níquel, el 137,5 % del oro y el 7,2 % de la plata. Estas cifras no consideraron otros stocks de metales secundarios disponibles para la minería urbana, ni las reservas en superficie destinadas a usos como la joyería o reservas bancarias.

Con la intención de aportar una visión más completa de la situación de algunos de estos metales, presentamos un análisis específico en el que se aborda la situación actual de su reciclaje y algunas opciones de sustitución en determinadas tecnologías. Complementamos esta visión con un análisis del reciclaje de baterías, paneles fotovoltaicos y residuos de aparatos eléctricos y electrónicos.

A pesar de las evidentes ventajas que supone la recuperación de metales frente a la extracción desde yacimientos, los niveles a los que se está realizando esta actividad son todavía muy bajos. Es urgente la aplicación de medidas concretas que cambien esta situación. Por ese motivo, concluimos el presente informe con una serie de propuestas que nos permitan avanzar hacia una minería urbana que reduzca la necesidad de la extracción de minerales primarios.

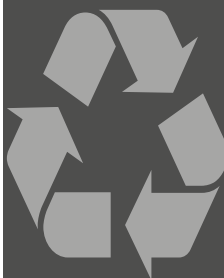
Apuntamos hacia la necesidad de incluir el ecodiseño, es decir, considerar la etapa final de gestión de los productos (en particular la necesidad del reciclaje y la recuperación de minerales) desde el propio proceso de diseño de los dispositivos. Incluimos dentro de estas propuestas la necesidad de medidas fiscales que impulsen la recuperación y aprovechamiento de metales secundarios, así como medidas políticas que impongan restricciones sobre la basura electrónica que se exporta y los minerales primarios que se importan. Recogemos también algunas soluciones innovadoras que pueden permitir aumentar la recuperación de metales desde fuentes no convencionales.

Las décadas que tenemos por delante son fundamentales para llevar a cabo una transición ecológica que transforme estructuralmente nuestras sociedades. Sabemos bien que esta transición va mucho más allá de una mera sustitución tecnológica. Pero es evidente que vamos a necesitar de dispositivos y tecnologías que actualmente no están fabricados. Si queremos hacerlo sin que eso suponga agotar determinados recursos minerales o incrementar el daño ambiental y social que genera su extracción, necesitamos un aumento sustancial de la recuperación de minerales a partir de la minería urbana y otras fuentes alternativas. Una gran cantidad de estos minerales ya está llegando a los cauces oficiales de gestión y tratamiento de residuos: lo que ahora necesitamos es el siguiente impulso que nos permita sistematizar su reciclaje y aprovechamiento. Dar este impulso está en nuestra mano como sociedad.



13 IIIA	14 IVA
B Boron 108	C Carbon 12
13 Al Aluminum 27	14 Si Silicon 28
31 Ga Gallium 70	32 Ge Germanium 73
49 In Indium 115	50 Sn Tin 119
81 Tl Thallium 205	82 Pb Lead 207





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminum 26.9815385	Si Silicon 28.0855
Ga Gallium 69.723	Ge Germanium 72.6305
In Indium 114.818	Sn Tin 118.710
Tl Thallium 204.3833	Pb Lead 207.2

RESUMEN Y RECOMENDACIONES

Las cifras obtenidas en este informe para la demanda de minerales críticos en la fabricación de paneles fotovoltaicos, aerogeneradores y vehículos eléctricos entre 2020 y 2030 deben ser puestas en contexto en un marco de justicia ecológica global. Estas cantidades no superan la extracción anual ni las reservas globales, pero debemos considerar la riqueza mineral del planeta como un bien común.

Llevar a cabo una extracción masiva de determinados minerales para facilitar la descarbonización de la economía española puede tener como consecuencia unos severos impactos socio-ambientales sobre países del Sur Global, al mismo tiempo que puede suponer una acaparamiento de recursos fundamentales para el desarrollo de determinadas tecnologías en otros países. Se corre el riesgo, por tanto, de replicar y profundizar una lógica de extractivismo a través de las políticas de transición ecológica del Norte global (Pérez, 2021).

Los procesos de minería urbana y de reciclaje efectivo de estos minerales desde la tecnosfera son fundamentales para evitar estas consecuencias. Los obstáculos que encuentran actualmente estos procesos de recuperación son múltiples, y para superarlos son necesarios importantes paquetes de políticas públicas. En el siguiente capítulo de este informe, se presenta una batería de propuestas concretas que podrían ser implementadas por los responsables políticos en múltiples niveles de gobernanza para avanzar en este sentido.



Los procesos de minería urbana y de reciclaje efectivo de estos minerales desde la tecnosfera son fundamentales para evitar estas consecuencias. Los obstáculos que encuentran actualmente estos procesos de recuperación son múltiples, y para superarlos son necesarios importantes paquetes de políticas públicas.





RESUMEN Y RECOMENDACIONES

RECOMENDACIONES

Las siguientes recomendaciones facilitarían un incremento en la cantidad de minerales críticos que seríamos capaces de recuperar en España. Este incremento es fundamental que se produzca en el futuro próximo, y los pasos necesarios para lograrlo deben darse en el presente inmediato.

✓ **Diseño de productos orientado a la reparabilidad funcional y recuperabilidad de los metales:** La primera medida necesaria para aliviar la presión de la extracción primaria de minerales pasa por reducir las dinámicas de consumo masivo. Este objetivo debe estar presente desde la fase de diseño, poniendo el foco en acabar con la obsolescencia de los dispositivos y garantizar la disponibilidad de piezas, herramientas e información sobre las técnicas que permitan la reparación. En segundo lugar, el diseño de los productos debe asegurar también el proceso de reciclado y recuperación de los metales que están presentes en los diferentes componentes. La necesidad de maximizar la recuperación de materiales en los productos al final de su vida útil debe asumirse como una prioridad para los nuevos dispositivos que sean fabricados.

✓ **Productos estandarizados y canales de comunicación efectiva entre fabricantes y recicladores:** Uno de los mayores obstáculos que se encuentran las plantas de reciclaje es el desconocimiento de la composición de los dispositivos al final de su vida útil que tienen que gestionar. Esto, sumado a la diversidad de diseños de los productos, obstaculiza considerablemente la aplicación de procesos de reciclado a gran escala que permitan recuperar los minerales críticos contenidos en estos dispositivos. Aumentar las tasas de reciclaje exige una mayor estandarización de los productos y asegurar la transmisión de información entre fabricantes y recicladores.

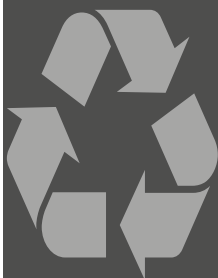
✓ **Datos oficiales a nivel estatal sobre los flujos de minerales críticos:** Un obstáculo para el desarrollo de procesos de reciclaje a gran escala es la falta de datos fiables sobre los flujos materiales en el interior de la economía española. La mayor parte de los minerales críticos entran a nuestras fronteras contenidos en productos tecnológicos que han sido fabricados en el exterior. A día de hoy no existe ninguna contabilidad que estime la magnitud de estos flujos ni de las tasas de reciclaje que se están logrando. Una mejora en esta información haría posible plantear estrategias concretas y efectivas que aumenten la recuperación de minerales críticos.

✓ **Aumentar las tasas de recogida y de reciclaje obligatorias, aplicar objetivos específicos para metales críticos y evitar el reciclaje no-funcional:** La aplicación



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminum 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2



RESUMEN Y RECOMENDACIONES

de directivas europeas en materia de recogida y reciclaje de residuos ha posibilitado aumentar la recuperación. Sin embargo, estas tasas siguen siendo bajas para algunos dispositivos que son especialmente importantes para el reciclaje de aquellos minerales que más van a aumentar su demanda en la transición energética, como es el caso de las baterías recargables portátiles.

Sería necesario un aumento de las tasas de recogida y reciclaje obligatorias para estos dispositivos. Por otro lado, mientras las tasas de reciclaje sean calculadas en peso total, supondrá un desincentivo para aplicar los costosos procesos de recuperación de minerales críticos. Por ese motivo, sería recomendable aplicar objetivos obligatorios de recuperación específicos para metales críticos. De esta forma, se evitaría que estos materiales sean perdidos y acaben como escorias de las fracciones principales. Por último, sería necesario evitar el reciclaje no-funcional, en el que los metales recuperados pierden sus propiedades estructurales y se usan para usos de una calidad inferior a la original.

✓ **Garantizar procesos de reciclaje en los que se lleve a cabo el máximo desensamblado posible de los equipos:** Muchos metales críticos están presentes en pequeña cantidad, en componentes de pequeño tamaño que conforman dispositivos con una composición muy variada de materiales. Si el proceso de reciclaje lleva a cabo una trituración del conjunto, la separación y recuperación de la mayoría de estos elementos será excesivamente costosa, sino directamente imposible. Por ese motivo, es fundamental garantizar que se lleven a cabo procesos de reciclaje en los que se desensamble y separe al máximo posible los componentes. De esta forma se podrán tener fracciones ricas en determinados metales, a las que se les podrán aplicar los diferentes procesos metalúrgicos que posibilitan su recuperación.

✓ **Establecer un contenido mínimo obligatorio de metales secundarios en la fabricación de nuevas tecnologías:** Muchos de los procesos de reciclado de minerales críticos son complejos y no se llevan a cabo porque los beneficios obtenidos con la venta de las cantidades recuperadas son inferiores al coste económico. La creación de un mercado de materiales secundarios es una condición necesaria para impulsar el reciclaje. En este sentido, establecer unos contenidos mínimos obligatorios de metales reciclados en los nuevos productos permitiría crear cadenas de valor circulares. Estos objetivos deben ser ambiciosos, progresivos y no limitados a productos específicos.

✓ **Incentivar el uso de tecnologías basadas en materiales abundantes en lugar de minerales críticos:** Diferentes tecnologías relacionadas con la descarbonización de la economía y la transición energética emplean minerales críticos



El diseño de los productos debe asegurar también el proceso de reciclado y recuperación de los metales que están presentes en los diferentes componentes.



RESUMEN Y RECOMENDACIONES

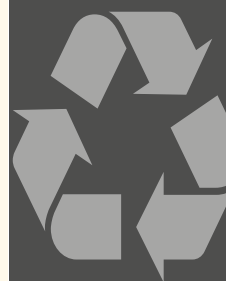
que corren el riesgo de encontrarse con situaciones de escasez en el suministro en las próximas décadas. Estos materiales son utilizados por unas buenas propiedades físico-químicas que permiten unos elevados rendimientos. A pesar de ello, consideramos que lo más adecuado sería desestimar el uso de aquellas tecnologías que dependan de estos minerales siempre que sea posible encontrar alternativas basadas en materiales más abundantes. Aunque ello implique una pequeña pérdida de rendimiento. Esta sustitución debería ser incentivada, al mismo tiempo que se desincentiva la fabricación de tecnologías dependientes de minerales críticos.



Muchos de los procesos de reciclado de minerales críticos son complejos y no se llevan a cabo porque los beneficios obtenidos con la venta de las cantidades recuperadas son inferiores al coste económico. La creación

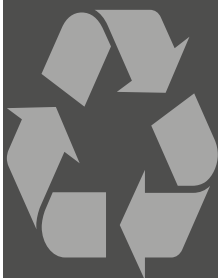
de un mercado de materiales secundarios es una condición necesaria para impulsar el reciclaje.

✓ **Creación de empresas públicas e iniciativas desmercantilizadas que impulsen la industria de la recuperación y el reciclaje de minerales:** Uno de los mayores obstáculos para el desarrollo del reciclaje de minerales críticos es la falta de rentabilidad económica, especialmente por la competencia por parte de los metales primarios al margen de toda consideración ambiental. Si la empresa privada en busca del lucro no es capaz de asumir estos proyectos, se deberían llevar a cabo iniciativas públicas que avancen en la creación de esta industria. La importancia y la urgencia que tiene la recuperación de minerales críticos desde el presente inmediato hace que no podamos esperar a que el reciclado de estos



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.384	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2

RESUMEN Y RECOMENDACIONES

elementos sea rentable para que ocurra. En este sentido, es necesaria una política industrial que establezca la creación de empresas públicas y una planificación de las capacidades de reciclaje futuras. Cuestiones como el desensamblaje y separación de componentes son muy intensivas en mano de obra, pero hacen posible maximizar la recuperación. Por ese motivo, es importante el desarrollo de iniciativas desmercantilizadas que no dependan de la rentabilidad económica bajo el sistema de precios actual y pongan el foco en el valor social y ecológico que aporta su actividad de recuperación.

✓ **Condicionar la extracción primaria de metales a la recuperación secundaria:** Mientras la extracción primaria siga ocupando una posición privilegiada en la que recibe subsidios directos, se le otorgan concesiones de nuevas minas y los precios no tienen en cuenta los elevados impactos ecológicos y sociales de su actividad, el uso de materiales secundarios se verá en una situación de competencia desleal. Por ese motivo, son necesarias medidas en las que se condicione la concesión o prórroga de nuevos títulos mineros a la demostración de que resulta imposible satisfacer la demanda de materias primas a partir de técnicas de valorización de residuos. Así mismo, se podrían establecer contrapartidas obligatorias para la obtención de metales secundarios con una ratio 1:1 con la extracción primaria de determinados proyectos.

✓ **Impulso de soluciones innovadoras de recuperación de metales:** Además de los procesos de reciclaje a partir de dispositivos al final de su vida útil, existen otras alternativas con las que aumentar las fuentes de recuperación de materiales. Una de las más prometedoras es el reprocesado de las escombreras y depósitos de lodos de yacimientos mineros. De esta forma se pueden recuperar importantes cantidades de metales que en su momento no fueron aprovechados por diferentes motivos

Otras soluciones innovadoras son la minería de vertedero y alcantarilla, la recuperación de metales en salmueras de desalación, la fitominería y la recuperación de metales en suelos y aguas contaminadas o la recuperación a partir de emisiones de partículas de vehículos.





EL RECICLAJE DE METALES: UN IMPERATIVO PLANETARIO

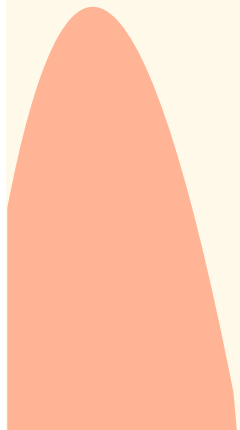
Las proyecciones de demanda de metales en un escenario de continuo crecimiento económico apuntan hacia un aumento sin precedentes de la minería. El Banco Mundial (2021) prevé que la demanda de litio y cobalto aumente en un 500 % entre 2018 y 2050 y la de níquel en un 100 %. Mientras que, para el cobre, se prevé extraer tanto en los próximos 30 años como en los 7.000 previos. Para el caso de metales como el litio o el cobalto, la demanda prevista supera las reservas mundiales conocidas de dichos metales.

Vivimos en un planeta finito que no puede satisfacer semejante demanda de metales, y aunque el ritmo de crecimiento económico fuese de un 3% anual, esto implicaría que la producción minera se duplicase cada 25 años (Exter et al., 2018). Aunque fuese posible explotar todas las reservas conocidas y probables de los metales que contemplan las proyecciones, los costes ambientales de hacerlo serían inasumibles.

Durante los últimos años, se han desarrollado múltiples investigaciones que centran su interés en la demanda de minerales asociada a la fabricación de las tecnologías necesarias para una transición energética (Watari, Nansai, Nakajima, 2020). Los resultados obtenidos cuestionan la viabilidad de los escenarios de transición guiada únicamente por la sustitución tecnológica defendidos por grandes organismos internacionales.

Las investigaciones realizadas desde el Centro de Investigación de Recursos y Consumos Energéticos (CIRCE) de la Universidad de Zaragoza han advertido del alto riesgo de que la demanda de determinados minerales necesarios para las tecnologías de descarbonización supere a las reservas conocidas. Se ha identificado al cobalto, litio, níquel y telurio como los elementos más críticos en este proceso de transición (Valero et al., 2018). Estas restricciones afectarían a la expansión de los vehículos eléctricos y de las tecnologías fotovoltaica, eólica y solar térmica.

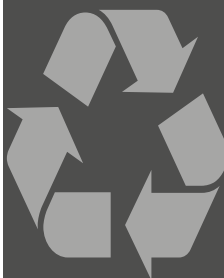
Por otro lado, el informe “Responsible minerals sourcing for renewable energy” preparado para Earthworks por el Institute for Sustainable Futures (ISF) y la Universidad Tecnológica de Sydney (UTS) obtuvo resultados similares (Dominish, Florin, Teske, 2019). Esta investigación encontró que la demanda futura por parte de las tecnologías de energías renovables y de almacenamiento superaría las reservas de cobalto, litio y níquel, mientras que se alcanzaría el 50 % de las reservas de indio, plata y telurio. La mayor preocupación acerca de riesgos de suministro se centra en el cobalto, debido a una producción y unas reservas altamente concentradas, así como por la rapidez con la que las baterías de vehículos eléctricos supondrían el principal uso de este mineral en



la demanda futura por parte de las tecnologías de energías renovables y de almacenamiento superaría las reservas de cobalto, litio y níquel, mientras que se alcanzaría el 50% de las reservas de indio, plata y telurio.

13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminum 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2



EL RECICLAJE DE METALES: UN IMPERATIVO PLANETARIO



unos pocos años.

En tercer lugar, la Agencia Internacional de la Energía publicó en 2021 el informe “The Role of Critical Minerals in Clean Energy Transitions” (IEA, 2021a) en el que se evalúa el incremento de la demanda de minerales bajo su escenario de cero-neto para 2050 (IAE, 2021b). Los resultados que obtienen revelan que el proceso de descarbonización planteado supondría que en 2040 la demanda de minerales aumente hasta multiplicar por seis el consumo actual. Las tecnologías que impulsarían un mayor incremento del consumo serían las de vehículos eléctricos y almacenamiento, así como la expansión de la red eléctricas. Bajo el escenario analizado, el litio experimenta el crecimiento más rápido en su demanda, seguido por el grafito, el cobalto y el níquel. Diversos estudios han cuestionado la viabilidad de este tipo de escenarios de transición desde la perspectiva de la accesibilidad de los recursos (Watari et al., 2020).

Estas previsiones de un fuerte y rápido incremento en la demanda de los denominados minerales críticos, muy superiores a cualquier aumento ocurrido en el pasado, hacen que se plantee seriamente la preocupación acerca de la disponibilidad y la fiabilidad del suministro. Las limitaciones y restricciones que pueda encontrar la demanda de estos minerales podrían provocar una considerable volatilidad de precios que dificulte y retrase el desarrollo de la transición energética y el cumplimiento de los objetivos climáticos.

Así mismo, es importante señalar que los proyectos mineros necesitan una media de 16 años entre el descubrimiento de las reservas y el inicio de la producción (IEA, 2021a). Por tanto, aun en el caso del descubrimiento de nuevas reservas, la velocidad a la que es necesario realizar el proceso de descarbonización choca con los límites minerales. Este choque parece difícilmente evitable mientras las políticas de transición energética se basen en una mera sustitución tecnológica en los ámbitos de la energía y movilidad y no planteen una reducción de la esfera económica de producción y consumo (Parrique et al., 2019).

Hace poco, la directora ejecutiva del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Inger Andersen, y el economista Partha Dasgupta advertían sobre “la necesidad de vivir dentro del espacio operativo seguro del planeta y sobre las desastrosas consecuencias medioambientales, sanitarias y económicas de no hacerlo”, identificando el problema como un desajuste entre una “gramática económica” artificial que dirige la política y los negocios y la “sintaxis de la naturaleza”, que determina cómo funciona el mundo real (Carrington, 2020).



EL RECICLAJE DE METALES: UN IMPERATIVO PLANETARIO

Desde el año 2000, nuestra huella material ha aumentado un 70 % hasta situarse cerca de los 100.000 millones de toneladas, mientras que la ONU pronostica que esa cifra prácticamente se duplicará en los próximos 40 años.¹ Un artículo reciente de la revista Nature concluía que, “basándose en las tasas de consumo de los recursos actuales y las mejores expectativas sobre la tasa de crecimiento tecnológico tenemos una probabilidad muy baja (menos del 10 % según las estimaciones más optimistas) de sobrevivir sin enfrentarnos a un colapso catastrófico” (Bologna, Aquino, 2020).

Afortunadamente, el aumento de los precios de los metales que viene produciéndose desde la segunda mitad de los años 2000 está facilitando una transformación, todavía en ciernes, del modo que entendemos nuestra relación con ese patrimonio común de la humanidad que son los minerales metálicos,² y que apunta hacia prácticas más responsables que permitan la conservación de su valor para futuras generaciones y la minimización de nuestra generación de residuos, mediante la reducción, reutilización, recuperación y reciclaje (Meynen, 2019). Desde 2013, poco se ha avanzado para encaminarnos hacia esta visión. Al contrario, la creciente demanda de metales ha llevado a la iniciación de multitud de nuevos proyectos mineros en todo el mundo y dentro de nuestras propias fronteras. En buena medida, ese aumento de la extracción primaria se viene justificando por la necesidad de proporcionar los materiales necesarios para la electrificación y descarbonización de nuestras sociedades, pero raramente se considera cómo esa misma extracción primaria está generando nuevos y mayores problemas ambientales, que se suman al que se pretende solucionar (la crisis climática global).

Frente a los nuevos proyectos de minería de cobre propuestos en la Faja Pirítica Ibérica (incluyendo la reapertura de Aznalcóllar), en Extremadura (Alconchel) o en Galicia (Touro), o los proyectos de minería de oro de Salave (Asturias) o Corcoesto (Galicia), **la investigación realizada en este informe concluye que la cantidad de estos metales contenida en el stock nacional de baterías, vehículos y aparatos eléctricos y electrónicos (AEE) supera a la demanda estatal prevista para la fabricación de las tecnologías de transición analizadas, con un 5.814,3 % en el caso del cobre y 137,5 % en relación al oro.** Esto sin contabilizar otros stocks de metales secundarios sobre los que no existen datos fiables (pero que serán presentados al final de este documento) ni los stocks de

El 7º Programa de Acción Medioambiental de la Unión Europea, aprobado en 2013, presentaba la siguiente visión del futuro: “En 2050 vivimos bien, dentro de los límites ecológicos del planeta. Nuestra prosperidad y la salud del medioambiente son el resultado de una economía circular, innovadora, donde nada es desperdiciado y donde los recursos naturales se gestionan de forma sostenible, la biodiversidad se protege, se valora y se restaura de forma que mejore la resiliencia de nuestra sociedad.”³

¹Véase: <https://unstats.un.org/sdgs/report/2019/goal-12/>

²La Declaración de la UNESCO de 1997 sobre las Responsabilidades de las Generaciones Actuales para con las Generaciones Futuras, establece que “al recibir la Tierra en herencia temporal, cada generación debe procurar utilizar los recursos naturales razonablemente y atender a que no se comprometa la vida con modificaciones nocivas de los ecosistemas”

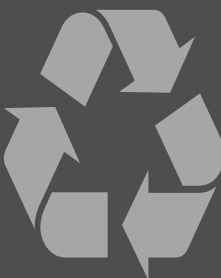
http://portal.unesco.org/en/ev.phpURL_ID=13178&URL_DO=DO_TOPIC&URL_SECTION=201.html

³Véase: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1493802707367&uri=CELEX:32013D1386>



13 IIIA	14 IVA
B Boron 108	C Carbon 12,01
13 Al Aluminum 26,98	14 Si Silicon 28,09
31 Ga Gallium 69,72	32 Ge Germanium 72,64
49 In Indium 114,82	50 Sn Tin 118,71
81 Tl Thallium 204,38	82 Pb Lead 207,2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2

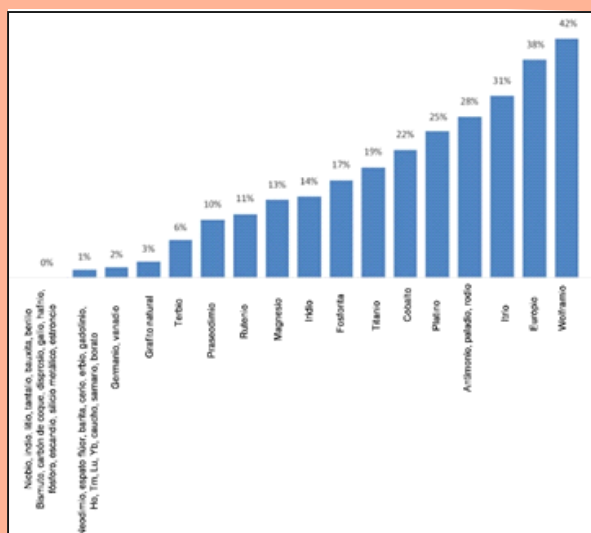
EL RECICLAJE DE METALES: UN IMPERATIVO PLANETARIO



metales preciosos acaparados para usos financieros y de lujo. Esto contrasta no sólo con el hecho de que la producción de cobre reciclado en la Unión Europea se haya reducido desde el millón de toneladas/año que se producía al final de los 1990 hasta las 800.000 toneladas/año de la actualidad (Ciacci et al., 2020), pero sobre todo con que la UE sea un exportador neto de chatarra portadora de cobre, enviando a terceros países en 2016 casi un millón de toneladas de chatarra de cobre, valorada en 1,9 billones de euros (EuRIC, 2021). Y esto al mismo tiempo que la UE continúa importando cobre de países como Chile o Perú (que representan el 46 % de las importaciones) cuando podría satisfacer la totalidad de su demanda de cobre a partir del reciclaje.

Como reconocía la Comunicación de la Comisión Europea de septiembre de 2020 sobre materias primas críticas, para otros metales **sobre todo los requeridos en tecnologías de energía renovable o aplicaciones de alta tecnología, como las tierras raras, el galio o el indio, la contribución de la producción secundaria es únicamente marginal. Esto supone una enorme pérdida de valor potencial para la UE y una fuente de tensión sobre el medio ambiente y el clima que se podría evitar.**⁴ Según el mismo documento de la Comisión, la tasa de aportación del reciclaje (TAR), esto es, el porcentaje de la demanda total satisfecha a partir de metales secundarios, para elementos como el niobio, indio, litio, tantalio, berilio, disprosio, galio, hafnio y escandio, entre otros, **es del 0%** (véase **Figura 1**).

Figura 1. Tasa de aportación del reciclaje (TAR) de distintos elementos en la UE. (Fuente: Comisión Europea, COM(2020) 474 final)



⁴COM(2020) 474 final "Resiliencia de las materias primas fundamentales: trazando el camino hacia un mayor grado de seguridad y sostenibilidad". Disponible en: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX:52020DC0474&from=EN>



EL RECICLAJE DE METALES: UN IMPERATIVO PLANETARIO

Una de las razones que explican el escaso desarrollo de las políticas de circularidad y los bajos niveles de reciclaje para muchos de los metales considerados críticos es que ninguna de estas políticas ha considerado seriamente la necesidad de dejar los minerales en el subsuelo (y fondos marinos) para evitar las graves consecuencias ambientales que supondrá extraer las cantidades estimadas en las proyecciones de demanda para las próximas décadas, y que este informe aborda de forma comparada entre extracción primaria y producción secundaria.

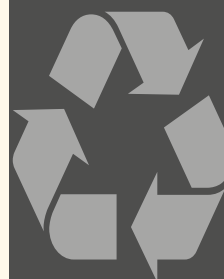
La “minería urbana” o la recuperación de metales a partir de los residuos que genera nuestras sociedades apenas está empezando a introducirse en nuestro léxico. Por el momento, sólo aparece en un texto legal español, el Real Decreto 110/2015, de 20 de febrero, sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos, y dentro de su preámbulo, que indica:

Los materiales valorizables que contienen los AEE suponen un recurso que no debe ni puede perderse, y que tienen que recuperarse en la última etapa de la vida, cuando se transforme en residuo, a través del reciclado o su valorización de manera que esos recursos puedan ser conservados para futuras generaciones, siendo un claro ejemplo de aplicación de la economía circular.

La lentitud de su desarrollo se debe a múltiples obstáculos: económicos, tecnológicos, políticos y sociales. Entre ellos, destaca la 'competencia desleal' que supone enfrentarse a un mercado dominado por los metales primarios (esto es, los procedentes de la minería convencional), sin tener en cuenta las negatividades ambientales que causa su extracción ni las externalidades positivas que supone el reciclaje. Como concluye este informe, mientras exista una paridad en términos de precio de los metales primarios y secundarios, difícilmente podrá esperarse el anunciado despegue de la circularidad, con las necesarias innovaciones e inversiones que requiere no sólo el propio sector, sino todo el ciclo de vida de los productos, empezando por su diseño.

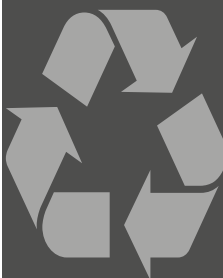
Una de las profesionales del sector entrevistadas para este informe, hija y nieta de 'mineros urbanos', enfatizaba que *“existe un gran desconocimiento, en especial por parte de la población y de las empresas en general, del gran servicio que realizan a la comunidad y al medio ambiente y lo poco valorados que han sido por tradición, los chatarreros, recuperadores o gestores de residuos, como somos llamados en los últimos tiempos.”*

Esta publicación de Ecologistas en Acción pretende abordar la desmerecida falta de atención que recibe el reciclaje de metales en España, señalando sus



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2

EL RECICLAJE DE METALES: UN IMPERATIVO PLANETARIO

enormes potencialidades y presentando algunas propuestas que permitan aprovecharlas de forma más racional y responsable.

2.1. Estructura y objetivos

Este informe tiene por objetivo presentar una aproximación crítica a la situación del reciclaje de metales en España, centrándose en algunos de los elementos que en los últimos años se han venido denominando “críticos” (y que se vienen incluyendo en el listado de materias primas fundamentales de la Comisión Europea) y otros que, sin incluirse en esa lista, se asocian a las mismas corrientes de demanda. Hemos realizado un análisis con especial énfasis en el cobalto, disprosio, indio, litio, neodimio y plata, que ha atendido también al cobre, estaño, oro y tungsteno.

El apartado 3, “Análisis comparado de impactos ambientales, sociales y energéticos”, contextualiza la producción de metales primarios (procedentes de la minería convencional) y secundarios (procedentes de la minería urbana y otras formas de recuperación) mediante un análisis comparativo de los impactos ambientales, sociales y energéticos de ambas fuentes de recursos. Este análisis evidencia las consecuencias derivadas de la falta de internalización de las negatividades, costes y pasivos ambientales de la minería y el procesado de los minerales en el precio de mercado de los metales primarios; y la falta de internalización de las positividades generadas por la recuperación y reciclaje de metales cuando los metales secundarios llegan al mercado.

El apartado 4, “Análisis de escenarios de demanda de metales”, ofrece un análisis de la demanda futura de metales en España. Este análisis se encuentra centrado en la demanda asociada a la descarbonización y electrificación. En particular a las infraestructuras de producción de energía renovables y a la electrificación del parque móvil, atendiendo en ambos casos a los objetivos establecidos en el Plan Nacional de Energía y Clima 2021-2030 (PNEC). De este modo, se presenta un cálculo de la demanda total entre 2020 y 2030 derivada de la fabricación de las tecnologías fotovoltaicas, eólicas y de vehículos eléctricos.

En el apartado 5, “Análisis del potencial de la minería urbana en España”, se realiza un análisis del potencial de recuperación de metales mediante técnicas de minería urbana centrándose en las baterías, los vehículos al final de su vida útil (VFVU) y los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) que forman el stock estatal. La ausencia de datos ha impedido cuantificar el potencial de recuperación de metales desde otros stocks relevantes, como pueden ser los depósitos de residuos mineros y metalúrgicos, cenizas de fondos



Análisis del potencial de recuperación de metales mediante técnicas de minería urbana centrándose en las baterías, los vehículos al final de su vida útil (VFVU) y los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) que forman el stock estatal



EL RECICLAJE DE METALES: UN IMPERATIVO PLANETARIO

de incineradores, catalizadores industriales, salmueras de desalación y otras prácticas de minería de vertedero. Se aporta así una estimación de las reservas recuperables que se compara con la demanda estimada en el apartado anterior.

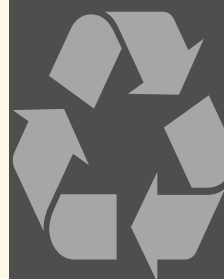
En el apartado 6, “Análisis del reciclaje y sustitución de metales”, se analizan los niveles y problemas asociados a la recuperación de cada uno de los metales estudiados, con el limitante derivado de la ausencia de datos estadísticos desagregados a nivel estatal. Se presentan los principales condicionantes técnicos para la recuperación de los distintos elementos estudiados y se indican las posibilidades de sustitución, analizando de forma más pormenorizada los desafíos que presentan las tecnologías de baterías, paneles fotovoltaicos y residuos de aparatos eléctricos y electrónicos.

Finalmente, en el apartado 7, “Propuestas hacia la minería urbana”, se desarrolla una batería de propuestas enfocadas a maximizar el potencial de la minería urbana actuando sobre los problemas existentes mediante políticas regulatorias, pero también sobre las prácticas y preferencias de la ciudadanía. Se abordan también diversas alternativas tecnológicas para la recuperación de metales a partir de residuos y espacios contaminados (como, por ejemplo, la fitominería en suelos contaminados, la recuperación de residuos mineros o el aprovechamiento de salmueras de plantas de desalación) y se apuntan algunas propuestas sistémicas para la reducción del consumo de metales.

2.2. Metodología

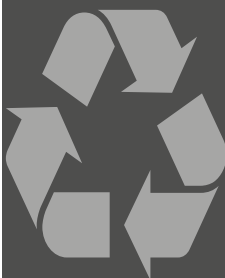
En primer lugar, hemos cuantificado la demanda de minerales derivada del incremento entre 2020 y 2030 de las tecnologías solar fotovoltaica, eólica y de vehículos eléctricos presentado por el escenario objetivo del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima (PNIEC). Para ello, nos hemos basado en las intensidades materiales recopiladas para cada una de estas tecnologías por las investigaciones realizadas desde el Instituto CIRCE de la Universidad de Zaragoza.

En segundo lugar, hemos cuantificado parcialmente el potencial de recuperación de minerales en España. Ante la ausencia de datos mencionada, hemos tenido que utilizar las estimaciones que más se aproximan a los datos necesarios. Para cuantificar el potencial de minería urbana, nos hemos basado en los datos que presentan las investigaciones (Huisman et al., 2017) del proyecto ProSUM (Prospecting Secondary raw materials in the Urban mine and Mining wastes). A partir de esta fuente, hemos podido aproximarnos a la cantidad y composición de metales presentes en las baterías, vehículos y



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 108	C Carbon 12
Al Aluminum 27	Si Silicon 28
Ga Gallium 70	Ge Germanium 73
In Indium 115	Sn Tin 119
Tl Thallium 205	Pb Lead 207



EL RECICLAJE DE METALES: UN IMPERATIVO PLANETARIO

aparatos eléctricos y electrónicos del stock estimado para España. En los casos en los que hemos encontrado información de fuentes estatales oficiales disponible la hemos utilizado para complementar y aportar mayor rigurosidad. De esta forma, hemos estimado la cantidad de metales presentes tanto en el stock de dispositivos actualmente utilizados en España, como en los flujos de dispositivos puestos en el mercado y aquellos que llegan al final de su vida útil y se convierten en residuos.

Debido a la ausencia de datos desagregados por metales específicos en los procesos de recuperación y reciclaje de vehículos, baterías y aparatos electrónicos, hemos trabajado con las tasas de recogida mínimos establecidos por la legislación vigente. De esta forma, nos podemos aproximar a la cantidad de estos metales que entran a los canales oficiales de gestión de residuos. Esto nos da una idea del potencial de recuperación y reciclaje a partir de los residuos que actualmente ya se están recogiendo en España.

A partir de los resultados obtenidos, comparamos la demanda derivada de las tecnologías de descarbonización con la cantidad de metales que potencialmente podría ser recuperada a partir del stock estimado con las actuales tasas de recogida. De esta forma, obtenemos una primera aproximación al porcentaje de la demanda que podría ser satisfecha desde metales secundarios, aliviando así los graves impactos ambientales y sociales que tiene la extensión de la extracción primaria. La escasez de datos específicos sobre recuperación de metales en España ha supuesto una dificultad a la hora de realizar el análisis cuantitativo que se recoge en este informe. A pesar de las continuas referencias políticas a la necesidad de desarrollar el reciclaje de metales, continúa siendo sorprendente la ausencia prácticamente total de datos sobre reciclaje de metales, en particular en relación a las denominadas materias primas críticas.

La ausencia de datos no sólo evidencia la ausencia de una apuesta real por esta vía, sino que dificulta la adopción de decisiones acertadas y basadas en las evidencias. Esto contrasta especialmente con la disponibilidad de datos precisos y desagregados de la obtención de distintos concentrados de la extracción minera, como ilustra la Estadística Minera, que viene publicándose anualmente desde 1861.

2.3. Agradecimientos

Para la elaboración de este informe, se dirigieron cuestionarios escritos a más de un centenar de empresas y asociaciones del reciclaje de metales del todo el estado y, en algunos casos, se realizaron entrevistas telefónicas. Parte de la



Una de las razones que explican el escaso desarrollo de las políticas de circularidad y los bajos niveles de reciclaje es que ninguna de estas políticas ha considerado seriamente la necesidad de dejar los minerales en el subsuelo para evitar las graves consecuencias ambientales



EL RECICLAJE DE METALES: UN IMPERATIVO PLANETARIO

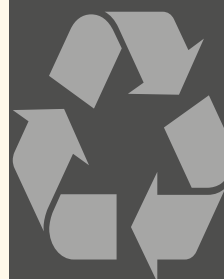
información obtenida ha resultado relevante para definir mejor algunas de las propuestas para el desarrollo de la minería urbana, mientras que algunas de las respuestas se han reproducido literalmente por su valor cualitativo. Un borrador inicial del informe ha sido igualmente remitido tanto a expertas del ámbito científico como a actores relevantes dentro del propio sector, recibiendo además comentarios detallados por parte de las distintas personas que integran el Área de Minería de Ecologistas en Acción.

Todos los comentarios recibidos son reseñados en los agradecimientos. Se agradecen encarecidamente los comentarios, críticas y sugerencias recibidas de las siguientes personas y entidades: Santiago Martín Barajas (Ecologistas en Acción), Victoria Ferrer Maymó (Directora General del Gremi de Recuperació de Catalunya), Alfons Pérez (Observatori del Deute en la Globalització, ODG), Laura Talens Peiró (ICTA- Universitat Autònoma de Barcelona), Alicia Valero Delgado (CIRCE-Universidad de Zaragoza), Iñigo Capellán Pérez, Daniel Pulido Sánchez, Carlos de Castro Carranza, Emmanuel Aramendia y Rosa Lago Aurrekoetxea (Grupo de Energía, Economía y Dinámica de Sistemas, GEEDS, de la Universidad de Valladolid), Beatriz González y Eduardo Menéndez Casares (Ecologistes n'Aición d'Asturies), Isabel García Vila y Cristóbal López Pazo (Ecologistas en Acción Galiza), Piotr Barczak (European Environmental Bureau). El reconocimiento hacia estas personas y entidades no implica su respaldo a los puntos de vista expresados en este informe y cualquier error u omisión es responsabilidad exclusiva de los autores del mismo.

2.4. Sobre los autores

Martín Lallana Santos es investigador predoctoral en el Grupo de Ecología Industrial del Instituto CIRCE de la Universidad de Zaragoza, donde trabaja sobre escenarios y estrategias de descenso energético. Completó el Máster en Energías Renovables y Eficiencia Energética de la Universidad de Zaragoza y, previamente, el Grado en Ingeniería en Tecnologías Industriales en la Universidad Carlos III de Madrid.

Joám Evans Pim es profesor e investigador en la Universidad Åbo Akademi, donde se doctoró en Ciencias Sociales. También es docente en el Máster Universitario en Estudios Internacionales de Paz, Conflictos y Desarrollo de la Universitat Jaume I. Como consultor independiente, ha realizado diversos estudios sobre metales y minería, incluyendo "El fin de la minería: Una guía para lograr un mundo sin minería en 2050" o "At a crossroads: Europe's role in deep-sea mining".

13
IIIA14
IVA

B

Boron
10.81

C

Carbon
12.01

Al

Aluminium
26.98

Si

Silicon
28.09

Ga

Gallium
69.72

Ge

Germanium
72.64

In

Indium
114.82

Sn

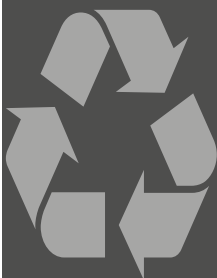
Tin
118.71

Tl

Thallium
204.38

Pb

Lead
207.2



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815386	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2



ANÁLISIS COMPARADO DE IMPACTOS AMBIENTALES, SOCIALES Y ENERGÉTICOS

Uno de los motivos frecuentemente alegados frente a una apuesta más decidida por la recuperación de metales es su supuesto carácter “antieconómico”, argumentando elevados costes de recogida, selección y procesado, frente a los de los concentrados procedentes de la industria minera. Un argumento similar es utilizado para justificar, de forma contraria a las preocupaciones geopolíticas sobre la “seguridad del suministro” de metales “críticos”, la exportación de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos a terceros países en donde los costes de recuperación son menores.

No obstante, los cálculos de costes de la extracción primaria raramente consideran los elevados pasivos ambientales que genera la minería y que, en la mayoría de las ocasiones, son las sociedades (presentes y futuras) y no las corporaciones mineras las que colectivamente acaban por tener que asumirlos. Como tampoco se consideran los impactos sobre la salud de las personas y los ecosistemas que frecuentemente causa el reciclado de RAEE en contextos informales. Los cálculos de quienes desechan las posibilidades de la minería urbana frente a la extracción primaria o el infrareciclaje informal raramente consideran los beneficios que, por el contrario, implica el reciclaje bajo normas ambientales rigurosas al recuperar materiales y componentes que, en caso de abandono, suponen amenazas para el medio ambiente y la salud.

Este apartado⁵ presenta de forma comparativa los impactos de la extracción de metales primarios y de metales secundarios, recordando la importancia de la advertencia del copresidente del Panel Internacional de los Recursos de la ONU, Janez Potočnik, al indicar que el agotamiento de los recursos no es el principal factor limitante del desarrollo, sino las “consecuencias medioambientales y para la salud causadas por este uso excesivo e irresponsable de los recursos”.⁶

3.1. Los impactos de la extracción primaria

La minería continúa siendo una de las actividades más contaminantes a escala planetaria (Pure Earth, Green Cross Switzerland, 2016), provocando impactos negativos en la biodiversidad, calidad y disponibilidad hídrica (tanto por su ingente consumo de agua como por la emisión de contaminantes tóxicos) y en la salud humana (IPBES, 2019; Palmer et al., 2010). Aunque las aproximadamente 17.000 explotaciones mineras a gran escala existentes a nivel global ocupan menos del 1 % de las tierras emergidas, sus impactos se extienden mucho más allá de su ocupación superficial, contaminando y degradando enormes extensiones por la contaminación de suelos, aguas y atmósfera (Schueler et al.,



La minería continúa siendo una de las actividades más contaminantes a escala planetaria, provocando impactos negativos en la biodiversidad, calidad y disponibilidad hídrica y en la salud humana.

⁵Véase también Evans Pim, J.; Dom, A. (2021).

⁶Véase: <https://europa.eu/capacity4dev/file/83457/download?token=V5Ht7VEH>



ANÁLISIS COMPARADO DE IMPACTOS AMBIENTALES, SOCIALES Y ENERGÉTICOS

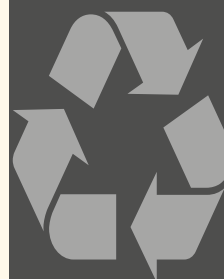
2011; Sonter et al., 2014). Cada año se extraen unos 150.000 millones de toneladas de rocas que generan, entre otros residuos, 13.000 millones de toneladas de lodos (UNEP, 2021). En la UE, los residuos mineros ya son la segunda principal fuente de residuos, generando entre el 25 y el 30 % del total (Eurostat, 2021). En las explotaciones de metales como el oro o la plata, el 99 % de lo que se extrae acaba convirtiéndose en residuos (Adler, Rascher, 2007). Para el caso del cobre, la producción de una tonelada de metal genera 110 toneladas de lodos y 200 toneladas de estériles de escombrera (Earthworks, Oxfam America, 2004).

A pesar de la existencia de técnicas avanzadas para abordar problemas recurrentes de la minería metálica como pueden ser los drenajes ácidos de mina o el diseño seguro de presas y balsas de lodos, la creciente presión extractiva está aumentando los impactos en zonas especialmente sensibles. Estudios recientes evidencian cómo las minas dirigidas a la obtención de los “materiales necesarios para la producción de energías renovables” tienen una mayor superposición con áreas protegidas y espacios prístinos que las minas dirigidas a la producción de otros materiales (Sonter et al., 2020).

La producción de siete metales (hierro, aluminio, cobre, zinc, plomo, níquel y manganeso) es responsable del 7 % del total de las emisiones de gases de efecto invernadero (OECD, 2018), mientras que la huella de carbono por tonelada de los denominados metales “críticos” es mayor que el de los metales básicos. Por su parte, el procesado y refinado de minerales es responsable del 12 % de las emisiones de dióxido de azufre, principal causante de la lluvia ácida (Smith et al., 2004). Como alerta un informe reciente de la Oficina Europea del Medio Ambiente, la encrucijada de la demanda de metales asociada a la electrificación es que cada vez “se necesita más energía para extraer más minerales que a su vez son necesarios para construir más infraestructura energética, parte de la cual es necesaria para proporcionar la energía adicional necesaria para extraer más minerales y así indefinidamente” (Parrique et al., 2019).

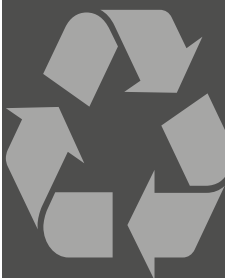
3.1.1. Drenajes ácidos de mina y contaminación por metales pesados

Uno de los impactos ambientales más importantes de la minería metálica a nivel global son los drenajes ácidos de mina: efluentes ácidos (de bajo pH) y considerables concentraciones de metales pesados disueltos que se producen como consecuencia de la oxidación de minerales sulfurosos. Los drenajes ácidos de mina son una de las principales fuentes de contaminación por metales pesados tóxicos, especialmente peligrosos por su carácter bioacumulativo y su potencial de afectación a la cadena trófica una vez que se acumulan en la biota



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



ANÁLISIS COMPARADO DE IMPACTOS AMBIENTALES, SOCIALES Y ENERGÉTICOS

(Sarasquete et al., 1997). Las emisiones de este tipo pueden continuar durante siglos después del fin de las operaciones mineras si no se toman medidas apropiadas para su supresión, minimización o tratamiento (Strömberg, Banwart, 1994; Younger et al., 2005).

Lejos de aplicar las mejores técnicas disponibles para aplacarlos, una investigación de 2006 sobre los estudios de impacto ambiental de proyectos mineros concluía que “en casi todas las minas que causaron drenaje ácido se subestimó o ignoró el potencial del mismo en sus declaraciones de impacto ambiental”, así como el impacto sobre las aguas subterráneas, filtraciones y aguas superficiales (Kuipers et al., 2006).⁷ A las emisiones de metaloides pesados tóxicos como el arsénico, cadmio o plomo, se suman las de los químicos utilizados en los procesos de concentración como el cianuro, el ácido sulfúrico o el mercurio, encabezando la minería la contaminación a nivel global por mercurio con más del 50% de las emisiones (UNEP, 2019).

Las consecuencias de la contaminación por metales pesados van más allá de los propios cauces, como ilustran los ríos Tinto y Odiel en Andalucía. A pesar de su modesto caudal, detentan el funesto mérito de contribuir con el 37% del zinc y el 15% del cobre aportado por todos los ríos del mundo a los mares y océanos del planeta (Nieto et al., 2007). En buena parte de sus cauces tan sólo pueden sobrevivir organismos extremófilos (Talego, Pérez Cebada, 2021) y el grado de contaminación compromete la disponibilidad de agua para consumo humano y regadío, dañado gravemente toda la ría de Huelva (Pérez López et al., 2011; Vicente-Martorell et al., 2009). Situaciones similares están bien documentadas en otros sistemas fluviales y costeros afectados por explotaciones mineras en España.⁸

Durante décadas, los residuos del procesado de metales de la Sierra Minera de Cartagena vertidos desde la Bahía de Portmán representaron el 50% de la entrada de metales pesados al Mediterráneo (Benedicto et al., 2008). Esto ha contribuido a que el Mediterráneo sea, entre los mares y océanos del mundo, el que presenta mayores concentraciones de mercurio y otros metales pesados en especies de consumo humano como el atún común (Tseng et al., 2021), forzando restricciones entre grupos de riesgo (Damiano et al., 2011), en

⁷En España se han denunciado casos de explotaciones mineras con presencia de sulfuros y constatación de la existencia de drenajes ácidos de mina (como las de San Finx o Varilongo, ambas en la provincia de A Coruña, en las que el problema de los drenajes ácidos estaba totalmente ausente tanto de los proyectos como de los planes de restauración).

⁸Por ejemplo, la ría de Arousa y el Ulla (Pontevedra), por las emisiones procedentes de la mina de Touro, y la ría de Noia (Coruña), por las emisiones de la mina San Finx (véase Álvarez Iglesias et al., 2020; García Blanco et al., 2013; Cobelo García et al., 2017)



Los drenajes ácidos de mina son una de las principales fuentes de contaminación por metales pesados tóxicos, especialmente peligrosos por su carácter bioacumulativo y su potencial de afectación a la cadena trófica una vez que se acumulan en la biota (Sarasquete et al., 1997).



ANÁLISIS COMPARADO DE IMPACTOS AMBIENTALES, SOCIALES Y ENERGÉTICOS

particular niñas y niños. Mientras, tanto, en las poblaciones de la Sierra, la contaminación atmosférica por arsénico y algunos metales continúa generando graves problemas de salud pública años después del cierre de las minas (Blondet et al., 2019; Sánchez Bisquert et al., 2017).

3.1.2. Riesgos asociados a los depósitos de residuos mineros

A la contaminación silenciosa que las emisiones de la industria minera causan sobre el medio ambiente y la salud humana se unen los eventos catastróficos por la rotura de instalaciones de residuos mineros. Un documento técnico publicado en 2020 advertía como las presas de residuos mineros están “fallando con una frecuencia y gravedad cada vez mayores” (Morrill et al., 2020). La creciente demanda de metales está llevando a la creación de muchas más presas y de mayores dimensiones, así como de una creciente probabilidad de desastres mineros más graves.

Las imágenes de la ruptura de la presa de residuos mineros de Brumadinho, en Brasil, recorrieron el mundo. El incidente acabó con la vida de 270 personas, arrasó una ciudad y liberó 10 millones de metros cúbicos de residuos. En 2015 otra presa de residuos en la misma zona provocó el desastre de Mariana, que liberó 43,7 millones de metros cúbicos de lodos, matando a 19 personas y contaminando 650 km de ríos con metaloides pesados como arsénico, plomo y mercurio antes de llegar al Atlántico. Lejos de tratarse de un problema de países con escaso control ambiental, las fallas críticas también están ocurriendo con mayor frecuencia y gravedad en Europa que, según un estudio de 2007, era la segunda región del mundo con mayor número de incidentes en presas de residuos mineros (Rico 2008).⁹

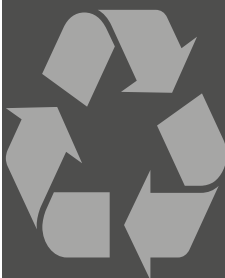
Entre las fallas catastróficas producidas en Europa desde el desastre de Doñana por el colapso de las balsas de Aznalcóllar (1998), destacan las de Baia Mare y Baia Borşa en Rumanía (2000), Aitik en Suecia (2000), Sasa en Macedonia (2003), Malvési en Francia (2004), Ajka en Hungría (2010), Talvivaara en Finlandia (2012) o Kostajnik en Serbia (2014). En España se han multiplicado los incidentes en años recientes, a la vista de casos como los de Monte Neme (2014), La Zarza (2017), Cobre Las Cruces (2019) o Penouta (2020), mientras que se repiten las advertencias sobre el riesgo de falla de balsas como las de Río Tinto, las más grandes de la península con 182 millones de m³ de lodos, treinta veces lo que contenía la balsa de Aznalcóllar (Emerman, 2019), y que actualmente se

⁹Véase también: <https://www.balcanicaucaso.org/eng/Areas/Bulgaria/From-Brazil-to-Bulgaria-the-giants-we-ignore-at-our-peril-207932>



13 III A	14 IV A
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2





ANÁLISIS COMPARADO DE IMPACTOS AMBIENTALES, SOCIALES Y ENERGÉTICOS

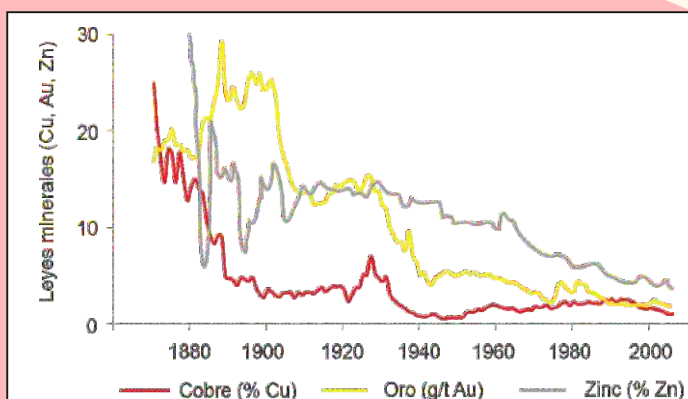
pretenden recrecer todavía más para almacenar otros 162 millones de m³ adicionales.

3.1.3. Impactos asociados al descenso de la ley de los yacimientos

Más allá de la irresponsabilidad de muchos operadores y organismos de control, una de las razones para el aumento de catástrofes de este tipo en número y magnitud es el descenso de la concentración (o “ley”) de los minerales en la mayoría de los yacimientos (Wellmer, Hagelüken, 2015). Como alertaba un informe del Panel Internacional de Recursos de la ONU de 2011, “hoy, dependiendo del metal del que se trate, es necesario mover hasta tres veces más estériles que hace un siglo para la misma cantidad de mineral, con el correspondiente incremento en la alteración de los suelos, las implicaciones para las aguas subterráneas y el uso de energía” (IRP, 2011). Esto es, por cada unidad de mineral obtenido, se ha duplicado o triplicado el volumen de residuos mineros que se generan.

Esto supone no sólo un problema de viabilidad ambiental y planetaria, si no que cuestiona la propia viabilidad económica y energética de las proyecciones de extracción de las próximas décadas (Michaux, 2020).¹⁰ En el caso de cobre (véase Figura 2), mientras que la concentración media a final del siglo XIX estaba entre el 10 y el 20 %, en los años 1930 ya había descendido al 1,8 %, en la actualidad se sitúa en el 0,5 %, menos de la mitad (Arnsperger, Bourg, 2017;

Figura 2. Evolución de las leyes minerales medias para cobre, oro y zinc en Australia desde mediados del siglo XIX hasta 2007. Elaborado a partir de Mudd (2009).



¹⁰“Availability of minerals could be an issue in the future, where it becomes too expensive to extract metals due to decreasing grade. Discovery of new deposits is also decreasing”.

13
IIIA14
IVA

B

Boron
10.81

C

Carbon
12.01

Al

Aluminum
26.98

Si

Silicon
28.09

Ga

Gallium
69.72

Ge

Germanium
72.64

In

Indium
114.82

Sn

Tin
118.71

Tl

Thallium
204.38

Pb

Lead
207.2

ANÁLISIS COMPARADO DE IMPACTOS AMBIENTALES, SOCIALES Y ENERGÉTICOS

Henckens, Worrell, 2020). Esto implica extraer volúmenes más grandes de material sin interés comercial (“estériles” de mina, incluyendo el suelo y las rocas encajantes de las mineralizaciones) para obtener la misma cantidad de concentrados metálicos. En el caso del cobre, la ratio es de 420:1. Para otros metales, como el níquel, las leyes han caído por debajo del 2%, con más del 90 % de los yacimientos estando entre el 0,2 % y el 2 % (Hoatson, Subhash, Jaques, 2006).

Para que estos yacimientos de baja ley sean competitivos deben explotarse en superficie (una vez que las minas más profundas, aunque con ley superior, son más costosas de explotar) a través de operaciones a gran escala y bajo coste (“low cost bulk mining”). Pero estas operaciones generan pasivos e impactos ambientales a largo plazo cada vez mayores, incluyendo la exposición de extensiones cada vez mayores a los procesos de generación drenajes ácidos de mina y la necesidad de construir instalaciones de residuos cada vez más grandes, todo ello además con técnicas y estándares de seguridad y restauración de bajo coste que permitan compensar las menores concentraciones disponibles en los yacimientos.

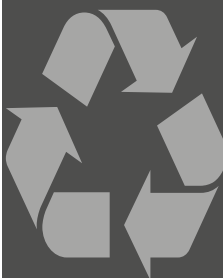
A mayores volúmenes y menores concentraciones, aumentan también los costes energéticos de la extracción y las emisiones de gases de efecto invernadero. Por ejemplo, la disminución de la concentración en los yacimientos chilenos entre 2001 y 2017 aumentó el consumo de combustible en un 130% y el de electricidad en un 32 % por cada unidad de cobre extraída (Azadi et al., 2020), mientras que se ha estimado que en 2050 sólo la extracción de cobre supondrá el 2.4 % del consumo global de energía, frente al 0.3 % de 2012 (Elshkaki et al., 2016).

3.1.4. Impactos sociales de la extracción primaria

A estos impactos ambientales y energéticos de la extracción primaria se suman los impactos sociales, con frecuencia interrelacionados con los anteriores. Mientras que la minería genera una parte importante del PIB y es un sector económico clave en muchos países, especialmente entre los emergentes, a nivel global, 150 empresas mineras controlan casi el 90 % de la extracción en todo el mundo (Ericsson, 2012), suponiendo un caso extremo de centralización del capital. Al tratarse de una actividad económica muy intensiva en capital, la ratio de empleo creado por cada millón de euros invertidos es reducida en comparación con otros sectores (incluido el reciclaje de metales) como también la participación de las personas trabajadores en el valor agregado de la producción.

Lejos de socializar sus beneficios, la minería ha sido y continúa siendo un factor clave en lo que se ha denominado la “maldición de los recursos” o “paradoja de la abundancia” (Ross, 2004; Norman, 2008).





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminum 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2



ANÁLISIS COMPARADO DE IMPACTOS AMBIENTALES, SOCIALES Y ENERGÉTICOS

Lejos de socializar sus beneficios, la minería ha sido y continúa siendo un factor clave en lo que se ha denominado la “maldición de los recursos” o “paradoja de la abundancia” (Ross, 2004; Norman, 2008), instigando inestabilidad política, socavando la calidad de la gobernanza como fuente de corrupción y alimentando y prolongando guerras en zonas ricas en recursos.

Las asimetrías de poder y el frecuente alineamiento de las corporaciones mineras y los gobiernos implican continuas vulneraciones de los derechos humanos, especialmente ante aquellas personas, comunidades y pueblos indígenas que se oponen a determinados proyectos o denuncian sus impactos ambientales (Urkidi et al., 2016; CEAR, 2012). En 2019, más de 200 defensores ambientales fueron asesinados, la mayoría en conflictos relacionados con la minería (Global Witness, 2020) y, a pesar de que son sólo la punta de iceberg, el 17 % de todos los casos de denuncias por vulneraciones de los códigos de conducta para multinacionales de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OCDE) implicaban a empresas mineras.¹¹

Cada vez más, empresas y gobiernos recurren a tácticas de ingeniería social o contra-insurgencia suave para alcanzar lo que se ha venido a denominar “Licencia Social para Operar”, y que busca minimizar la oposición social y el riesgo de denuncias por daños ambientales, corrupción u otras malas prácticas (Verweijen, Dunlap, 2021; Dunlap, 2020; Martínez Alier, 2020), y facilitar las expropiaciones y expulsiones de poblaciones enteras. En la India, la minería provocó el desplazamiento de 2,55 millones de personas entre 1950 y 1990 (Terminski, 2012).

Aunque las empresas mineras con frecuencia se abanderan de la creación de puestos de trabajo, a nivel global es una de las industrias más letales para sus trabajadores, con constantes vulneraciones en materia de salud laboral y derechos del trabajo (MacDonald et al., 2019), bajo la misma premisa de reducir costes (sociales y ambientales) y maximizar ganancias. Actualmente se calcula que más de un millón de niños y niñas trabajan en explotaciones mineras,¹² mientras que la brutalidad utilizada para reprimir a los movimientos sindicales mineros no era menor que la aplicada a defensores ambientales. En 2012, por ejemplo, 34 mineros en huelga fueron asesinados a tiros por la policía en Sudáfrica.¹³ En España, las principales organizaciones de la industria minera intentaron obstaculizar en 2017 el reconocimiento del cáncer de pulmón por exposición al polvo de sílice como enfermedad laboral, pues ello suponía



Aunque las empresas mineras con frecuencia se abanderan de la creación de puestos de trabajo, a nivel global es una de las industrias más letales para sus trabajadores, con constantes vulneraciones en materia de salud laboral y derechos del trabajo (MacDonald et al., 2019).

¹¹Véase: <http://mneguidelines.oecd.org/database/>

¹²Véase: <https://www.ilo.org/ipeq/areas/Miningandquarrying/lang--en/index.htm>

¹³Véase: <https://marikana.mg.co.za/>



ANÁLISIS COMPARADO DE IMPACTOS AMBIENTALES, SOCIALES Y ENERGÉTICOS

“imponer a las empresas españolas cargas injustificadas”.¹⁴

3.2. Los impactos del reciclaje de metales

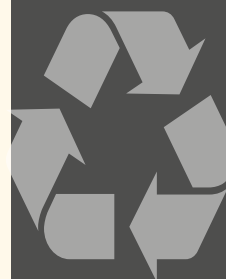
Los impactos positivos de la obtención de metales a partir del reciclaje frente a su obtención a partir de minerales procedentes de la extracción incluyen, en primer lugar, la reducción de la presión minera, con los problemas ambientales que esta implica. Considérese, por ejemplo, como reciclando una tonelada de acero se evita la extracción de 1,4 toneladas de mineral de hierro y una cantidad similar de “estériles” sin valor económico que se descartan como residuo en escombreras. O, para el caso de aluminio, se evita extraer 8 toneladas de bauxita y generar 7,6 m³ de lodos resultantes del proceso de transformación de la alúmina (EuRIC, 2021). En términos de afectaciones hídricas, el acero reciclado supone reducciones en la contaminación de las aguas del 76% y de consumo de agua en un 40%.

Por otro lado, al frenar o impedir la incineración, depósito en vertedero o abandono de metales con potencial de provocar daños ambientales, supone de por sí una externalidad positiva en términos sociales y ambientales. Una parte importante de los residuos portadores de metales, incluyendo residuos eléctricos y electrónicos, acaban enterrados en vertederos, donde pueden provocar afecciones a las aguas por lixiviación de metales pesados o/y otras sustancias. El otro destino habitual en ausencia de procesos de recuperación y reciclaje es la incineración, en la que la pirólisis puede conllevar emisiones de elementos tóxicos a la atmósfera. De este modo, la recuperación de metales presentes en los residuos sólidos urbanos, residuos de la construcción u otros residuos y rechazos industriales (muchos de ellos peligrosas, como las cenizas volantes), así como los propios residuos de las industrias extractivas, presentes en escombreras, balsas de lodos o drenajes ácidos de mina, permite evitar o minimizar los daños que la liberación al ambiente de estos residuos provoca a corto o largo plazo.

3.2.1. Consumo energético y emisiones

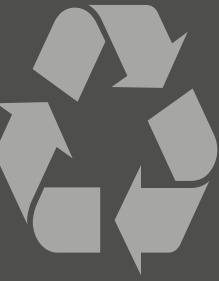
Frente a los crecientes costes energéticos de la extracción y producción de metales a partir de recursos mineros, el reciclado implica consumos mucho

¹⁴Véase Dictamen del Consejo de Estado sobre el Proyecto de Real Decreto por el que se modifica el Real Decreto 1299/2006, de 10 de noviembre, por el que se aprueba el cuadro de enfermedades profesionales en el sistema de la Seguridad Social. Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=CE-D-2018-198>. Alegaron en dicho sentido la Confederación Española de Industrias Extractivas de Rocas y Minerales Industriales (COMINROC), la Federación de Áridos (FdA), la Asociación Galega de Áridos (ARIGAL), la Asociación Nacional de Empresarios Fabricantes de Áridos (ANEFA) y la Cámara Oficial Minera de Galicia, así como empresas mineras a título individual, como Francisco Gómez y CÍA o Tungsten San Finx (filial de Valoriza Minería).



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2





13 III A	14 IV A
B Boron 10,81	C Carbon 12,01
Al Aluminum 26,98	Si Silicon 28,09
Ga Gallium 69,72	Ge Germanium 72,63
In Indium 114,82	Tl Thallium 204,38
Tl Thallium 204,38	Pb Lead 207,2

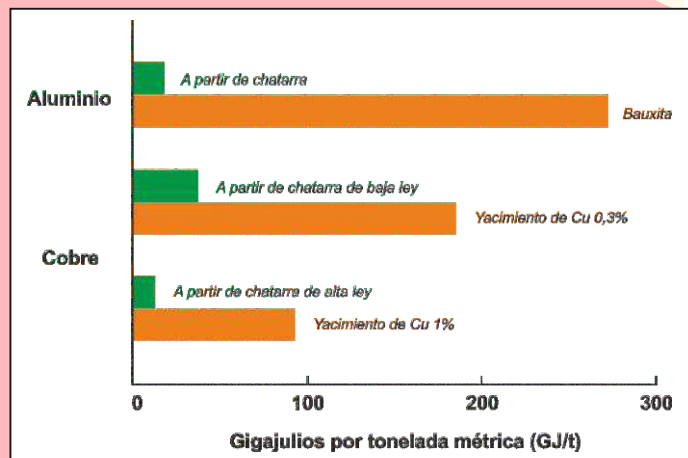
ANÁLISIS COMPARADO DE IMPACTOS AMBIENTALES, SOCIALES Y ENERGÉTICOS

menores de energía y reducción de emisiones de CO₂ asociadas para la obtención de la misma cantidad de metal. Así, el consumo de energía es entre el 60 y el 95 % menor (entre 2,5 y 20 veces menor) que la extracción, estando en ventaja, en primer lugar, porque los procesos metalúrgicos para reducir los óxidos y sulfuros presentes en los concentrados procedentes de la minería requieren mucha más energía que su fundido en procesos de recuperación, a parte de las implicaciones energéticas de la propia extracción en yacimientos menos accesibles y con leyes de mineral cada vez más reducidas.

Utilizando de nuevo el caso del cobre, la producción de este metal a partir de mineral de un yacimiento requiere entre 5 y 7 veces más energía que a partir de materiales reciclados. Esto es cierto tanto para depósitos de baja ley (de 0,3 %, siendo que la ley media en la actualidad se sitúa en 0,5 %) si los comparamos con chatarra con bajo contenido en cobre, como para yacimientos de ley elevada (1 %) si los comparamos con chatarras de alta ley. A pesar de ello, en la UE tan sólo el 65% del cobre de productos desechados entra en los sistemas de reciclaje (Soulier et al., 2018). Para otros metales, como el aluminio, las diferencias en costes energéticos son todavía mayores, siendo que la producción a partir de aluminio reciclado requiere un 95% menos de energía que la producción a partir de bauxita (Wernick, Themelis, 1998). Este hecho contrasta con el derroche que supone mandar al vertedero en países como el Reino Unido más de 80 millones de latas de aluminio o acero que son fácilmente reciclables (ver **Figura 3**).¹⁵



Figura 3.
Comparativa de costes energéticos de metales primarios y secundarios para aluminio y cobre.
 Elaborado a partir de Wernick y Themelis (1998).



¹⁵Véase: <https://www.recyclingbins.co.uk/recycling-facts/>



ANÁLISIS COMPARADO DE IMPACTOS AMBIENTALES, SOCIALES Y ENERGÉTICOS

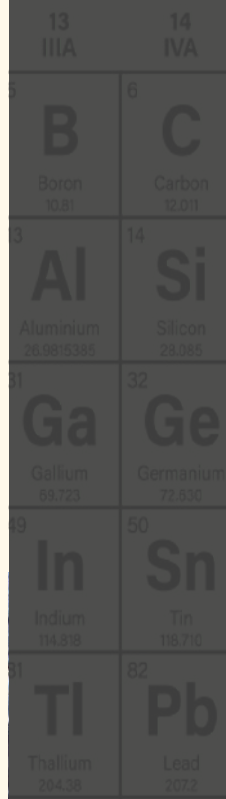
En términos de reducción de emisiones, un estudio de 2015 cifraba que tan sólo para tres metales (ferricos, aluminio y cobre) la producción secundaria de metales implicaba una reducción de emisiones de CO₂ de 572 millones de toneladas frente a la producción de la misma cantidad de metales primarios (BIR, 2016).

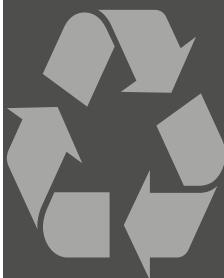
Mientras que fundir cobre recuperado supone la emisión de 0,1 toneladas de CO₂ por tonelada de cobre, el procesado metalúrgico del mineral de cobre implica emisiones de 3 toneladas de CO₂ por cada tonelada de cobre, todo ello sin tener en cuenta las emisiones asociadas a la extracción minera en sí misma y al transporte de los concentrados de cobre. Estas cifras son todavía más pronunciadas para otros metales (véase **Tabla 1**), como los elementos del grupo del platino, el oro, la plata o el estaño, cuyas emisiones asociadas para producción primaria son mucho más elevadas como ilustra el siguiente gráfico (UNEP, 2013).

Metal	Emisiones metales primarios (t CO ₂ / t metal)
Au – Oro	16.991
Pt – Platino	13.954
Ru – Rutenio	13.954
Pd – Paladio	9.380
Au – Plata	144
In – Indio	142
Sn – Estaño	16
Co – Cobalto	8
Cu – Cobre	3

Tabla 1: Huella de carbono de la producción de metales primarios.
 Fuente: IRP-UNEP (2013).

Un estudio posterior para el ámbito francés, estimaba que las reducciones en las emisiones de CO₂ comparando metales primarios y secundarios son del 58% para el acero, 92 % para el aluminio y 65 % para el cobre (FEDEREC, 2017). Para ilustrar esto, considérese como, en 2018, el reciclaje de 94 millones de toneladas de chatarra en la EU implicó ahorrar 157 millones de toneladas de CO₂, el equivalente a lo que producen todos los vehículos que circulan en Francia, Bélgica y el Reino Unido (EuRIC, 2021; Pothen et al., 2019).





13 IIIA	14 IVA
B Boron 108	C Carbon 12
Al Aluminum 27	Si Silicon 28
Ga Gallium 70	Ge Germanium 73
In Indium 115	Sn Tin 119
Tl Thallium 205	Pb Lead 207



ANÁLISIS COMPARADO DE IMPACTOS AMBIENTALES, SOCIALES Y ENERGÉTICOS



3.2.2. Impactos socio-económicos

Los beneficios sociales del reciclaje son diversos e incluyen la generación de empleos a lo largo de la cadena de recuperación de metales. Bajo los estándares actuales de diseño y ensamblaje de muchos productos intensivos en metales, el adecuado desmantelamiento y separación de elementos para evitar el infrarreciclaje (downcycling, esto es, cuando los materiales resultantes del reciclado son de calidad y funcionalidad menor que el material original) es un proceso complejo, laborioso e intensivo en mano de obra. Aunque este ha sido percibido como uno de los principales obstáculos para la viabilidad económica de reciclado dentro de nuestras fronteras, el potencial de generación de empleo es enorme.

En 2011 un informe de la Agencia Medioambiental Europea indicaba que “el reciclaje crea más puesto de trabajo y con remuneraciones más altas que la incineración o deposición en vertedero de los residuos” (EEA, 2021). Un estudio realizado por el Gremi de Recuperació de Catalunya (Mitjans et al., 2014) evaluó la creación de empleo que implicaría un incremento de la recogida de residuos de AEE y un incremento de la preparación para la reutilización de los residuos recogidos (para el cumplimiento de la Directiva de RAEE). Sólo para estas fases de recuperación el número de empleos pasaría de los aproximadamente 1.500 del año 2014 a 5.000 en 2020.

El colosal desafío de abordar los problemas de residuos que deja atrás la propia minería es otra oportunidad para crear empleo desarrollando alternativas de extracción de metales secundarios, al mismo tiempo que se buscan solucionar los legados ambientales negativos de la extracción primaria (Ellen McArthur Foundation, 2012).

Finalmente, entre los beneficios sociales se debe tener igualmente presente el valor económico de los materiales recuperados. Esto es especialmente significativo entre los que han venido a denominarse metales “críticos”, cuyo reciclaje dentro de España o de las fronteras europeas disminuiría los “riegos de suministro” y las preocupaciones geopolíticas por la excesiva dependencia de los suministros de terceros países, de forma similar a los argumentos sobre seguridad energética.

Considerando apenas el valor en metales preciosos (oro, plata, cobre, platino, paladio, rutenio, rodio, iridio y osmio) y materiales críticos (cobalto, paladio, indio, germanio, bismuto y antimonio) contenidos en los RAEE generados en 2019, su extracción secundaria generaría 50.000 millones de euros (Forti et al.,



ANÁLISIS COMPARADO DE IMPACTOS AMBIENTALES, SOCIALES Y ENERGÉTICOS

El beneficio de la recuperación puede ser todavía mayor si en vez de triturar los productos para la separación de metales se despiezan para recuperar (y no reciclar directamente) parte de sus piezas y componentes, reincorporándolos a la cadena de fabricación o remanufactura, sin necesidad de descomponerlos en sus elementos metálicos.

Esto ya está sucediendo en parte con las baterías de coches, a pesar de los altos precios que alcanzan también el cobalto y níquel recuperados: en 2010, una tonelada de baterías de níquel-hidruro metálico (Ni-MH) generaba níquel por valor de 5.000 euros (UNEP, 2013), mientras que el valor en la actualidad de los metales extraíbles de las baterías de iones de litio es todavía superior.

Más allá del valor nominal que tendrían estos metales si se reciclaran, el hecho de buena parte de los residuos eléctricos y electrónicos que sí son recuperados para reciclaje sean exportados para su reciclaje a los mismos países que centralizan el suministro de los llamados metales “críticos” plantea la duda de si esto no supone igualmente una amenaza para el suministro, cuando no existen apuestas para fomentar una autonomía dentro de España o a nivel de la Unión Europea para garantizar la máxima recuperación posible de estos elementos sin depender de terceros países. O, si, por el contrario, estas prácticas ponen en causa la narrativa de la seguridad de suministro que se ha desplegado para justificar la extracción doméstica.

3.2.3. Negatividades ambientales del reciclaje de metales

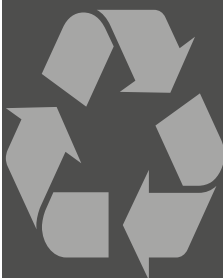
Los impactos positivos, presentes o potenciales, no esconden la existencia de negatividades asociadas al proceso de reciclaje de metales tal y como se viene desarrollando en la actualidad. Buena parte de los daños ambientales y a la salud de las personas trabajadoras asociados al reciclaje de metales se producen en el contexto del procesado artesanal en países de rentas bajas, a dónde España y la UE han venido exportando la mayor parte de sus residuos con contenido metálico.

En 2012 se recolectaron en la Unión Europea unos 2 millones de toneladas de RAEE (de los 10 millones generados), mientras que ese mismo año las importaciones de RAEE en China procedentes de la UE fueron de 1,16 millones de toneladas (lo que supondría casi el 60% de los RAEE europeos), procesándose sobre todo en las ciudades de Guiyu, Taizhou y Longtang. Otra parte significativa se exportó a la India y Paquistán, procesándose sobre todo en las proximidades de Bombay, Mumbai y Sher Shah. Entre las muchas otras “zonas cero” de la recuperación informal de RAEE está Agbogbloshie, en Ghana.



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.383	82 Pb Lead 207.2

ANÁLISIS COMPARADO DE IMPACTOS AMBIENTALES, SOCIALES Y ENERGÉTICOS

2021). Como ejemplo, la planta de reciclaje de Umicore en Bélgica procesa 350.000 toneladas de RAEE al año, extrayendo 100 toneladas de oro y 2.400 toneladas de plata, entre otra veintena de metales (Van Yken et al., 2021).

En comparación, la compañía canadiense Rio Narcea Gold Mines obtuvo en la mina de El Valle-Boinás (Belmonte, Asturias) apenas 27 toneladas de oro entre 1997 y 2006 (IGME, 2018), provocando durante esos años y hasta la actualidad la contaminación del río Cauxa con arsénico, selenio, cobre y otros metales pesados, entre otros impactos ambientales.¹⁶

Usando el ejemplo de un smartphone, un modelo normal puede contener hasta 50 metales diferentes (ver **Tabla 2**), incluyendo la mayoría de los elementos del grupo de tierras raras,¹⁷ teniendo en términos de concentración (ley mineral) 100 veces más oro y 10 veces más wolframio que un yacimiento de alta ley (Galos, Szamalek, 2016). A pesar de ello, y de que en Europa cada año se desechan 160 millones de teléfonos móviles, 9 de cada 10 acaban incinerados o enterrados en vertederos (Gornall, 2016).

Tabla 2:
Contenido
metálico de un
teléfono móvil.
Fuente: Williams
(2019).

Hierro	33 g	Wolframio	0.9 g	Molibdeno	0.07 g	Antimonio	0.007 g
Cromo	7 g	Estaño	0.7 g	Oro	0.036 g	Gadolinio	0.005 g
Cobre	6 g	Neodimio	0.16 g	Praseodimio	0.03 g	Germanio	0.002 g
Níquel	2.7 g	Plata	0.09 g	Tantalio	0.02 g	Disproso	0.002 g
Aluminio	2.5 g	Cobalto	0.07 g	Niobio	0.01 g	Indio	0.002 g

Incluso cuando las tecnologías de reciclado actuales permitirían la recuperación de estos metales (Bookhagen et al., 2020), en la Unión Europea había en 2020 más de 500 millones de teléfonos móviles sin uso acaparados por particulares, cuyo oro, plata, platino, paladio y cobre recuperables estarían valorados en 1.300 millones de euros.¹⁸ **En España había en 2020 tantos teléfonos móviles desechados y no reciclados como habitantes, con un valor en contenido metálico que supera los 135 millones de euros.**

¹⁶Véase: <https://www.elcomercio.es/asturias/occidente/orovalle-belmonte-fiscalia-pide-multa-20210226152844-nt.html>

¹⁷Véase: <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/news/in-depth-mobile-phones>

¹⁸2020 Mobile Phone E-Waste Index. Disponible en: <https://www.rebuy.de/s/mobile-ewaste-index-en>





ANÁLISIS COMPARADO DE IMPACTOS AMBIENTALES, SOCIALES Y ENERGÉTICOS

Según la ONU, aproximadamente el 80% de los RAEE se exportan a Asia, acabando en China el 90% de ellos (UNODC, 2013). En 2019 se generaron aproximadamente 53,6 millones de toneladas de RAEE (véase **Figura 4**), aumentando en más de 20% en 5 años. De esta cantidad, apenas el 17,4% se procesaron en plantas de gestión o reciclaje formales, mientras que el resto o bien fue procesado en la economía informal o bien fue enterrado en vertederos o incinerado (OMS, 2021).

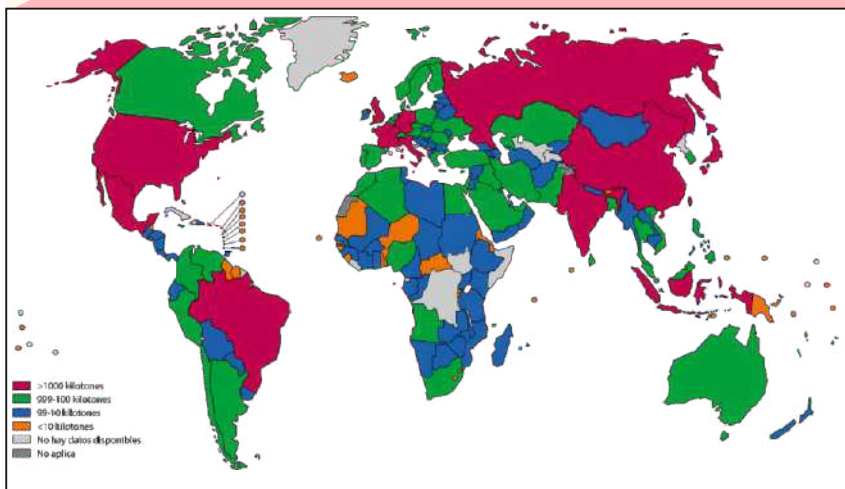


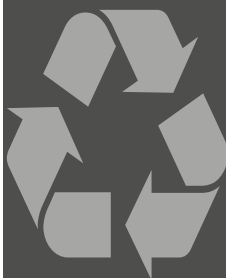
Figura 4.
 Generación de RAEE por país en 2019 (Fuente: Global E-waste Monitor 2020).

El procesado de estos RAEE se produce mayoritariamente como parte de la economía informal prescindiendo de lo establecido en las normas para la protección del medio ambiente y la salud. Los procesos artesanales, que habitualmente implican la combustión de los residuos, liberan numerosas sustancias tóxicas, incluyendo plomo, mercurio, cadmio, cromo, policlorobifenilos (PCB), materiales ignífugos bromados, hidrocarburos aromáticos policíclicos y contaminantes orgánicos persistentes (COP) como las dioxinas y los furanos (Vázquez, Paredes Rizo, 2014).

Los principales impactos a la salud se producen generalmente por la ingestión de alimentos y agua o contacto con objetos y superficies contaminadas por el polvo, inhalación de gases y partículas incluyendo las derivadas de la combustión al aire libre, la exposición cutánea y la exposición transplacentaria en el útero. Estos efectos incluyen cáncer, alteraciones del sistema endocrino, alteraciones del desarrollo neurológico y función cognitiva, efectos sobre el crecimiento y

13 III A	14 IV A
B Boron 108	C Carbon 12,01
13 Al Aluminum 26,9815385	14 Si Silicon 28,0855
31 Ga Gallium 69,723	32 Ge Germanium 72,630
49 In Indium 114,818	50 Sn Tin 118,710
81 Tl Thallium 204,384	82 Pb Lead 207,2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



ANÁLISIS COMPARADO DE IMPACTOS AMBIENTALES, SOCIALES Y ENERGÉTICOS

desarrollo fetal, efectos sobre el comportamiento, efectos reproductivos, enfermedades metabólicas, daño óseo, daño hepático, daño pulmonar, daño renal, efectos cardiovasculares, supresión del sistema inmunitario, reacciones alérgicas y autoinmunidad (OMS, 2021). Se estima que sólo en China, unas 100.000 personas nacidas entre 1995 y 2013 han visto afectado su desarrollo cognitivo (con una reducción media de coeficiente intelectual de 1,2 puntos) por la exposición a agentes nocivos resultantes del procesado informal de RAEE (Geeraerts et al., 2015).

Un estudio de la Universidad de las Naciones Unidas para la European Electronics Recyclers Association (Magalini, Huisman, 2018). estimaba que el reciclaje de RAEE siguiendo la normativa europea (en ámbitos como el tratamiento, descontaminación, gestión de residuos peligrosos e inertes, certificación, seguridad y salud, etc.) implicaba costes significativamente superiores que el procesado en sistemas no regulados o con normas menos estrictas en terceros países. El reciclaje bajo estándares ambientales menos estrictos o ausentes implican además emisiones de 8 millones de toneladas de CO₂ equivalente que se evitarían bajo las normas europeas, y pérdidas económicas asociadas a la no recuperación de metales valiosos y “críticos”, que se pierden en buena medida en los procesos artesanales.

3.3. Comparativa de impactos entre metales primarios y secundarios

Para presentar una comparativa entre los impactos de los metales primarios y secundarios se utilizarán los datos del informe Global Material Resources Outlook to 2060: Economic Drivers and Environmental Consequences (OECD, 2018). Para cada uno de los metales, se estiman los impactos en nueve ámbitos tanto para la producción primaria como para la secundaria: acidificación, cambio climático, demanda de energía, eutrofización, ecotoxicidad en aguas continentales, toxicidad en humanos, uso de la tierra, oxidación fotoquímica y ecotoxicidad terrestre.

La evaluación del impacto ambiental en el ciclo de vida (LCIA) se limita a 7 metales (aluminio, cobre, hierro, plomo, manganeso, níquel y zinc), excluyendo otros en los que las diferencias de impactos son todavía más marcadas (oro, elementos del grupo del platino, tierras raras, etc.). A modo de ejemplo, la extracción de una tonelada de oro tiene una huella de CO₂ 5.000 veces mayor que la producción de 1 tonelada de cobre (Hagelüken, 2012).

De esos 7 metales, la producción de cobre y níquel es la que supone los mayores impactos por kg producido teniendo el máximo impacto posible en 5 de los 10





ANÁLISIS COMPARADO DE IMPACTOS AMBIENTALES, SOCIALES Y ENERGÉTICOS

indicadores. En comparación, los impactos de la producción de metales secundarios para los mismos siete elementos están a por lo menos una orden de magnitud por debajo de los de la producción primaria. En el caso del cobre, los impactos de la producción de metal secundario representan una quinceava parte (1/15 o un factor 4 sobre 60) de la extracción primaria, mientras que para el níquel representa una doceava parte (1/12 o un factor 25 sobre 300). La Figura 5 representa los impactos ambientales en cada uno de los nueve ámbitos (representados siguiendo el orden anterior en sentido anti-horario empezando por el azul-acidificación) para cobre y níquel primarios (arriba) y secundarios (abajo). El mismo informe advierte que la evolución de estos impactos ambientales es dinámica, de modo que los impactos de la producción primaria de cobre, plomo, níquel y zinc irán en aumento conforme la concentración media de estos metales en los yacimientos sea cada vez menor; mientras que la de los metales secundarios debería reducirse paulatinamente con la aplicación de avances técnicos y mejoras en la reciclabilidad de los productos. Bajo las proyecciones actuales de producción y demanda, los mayores aumentos en impactos se darían en la contaminación hídrica (ecotoxicidad en sistemas de agua dulce), toxicidad humana y eutrofización, afectando en particular al cobre, zinc, plomo y níquel.

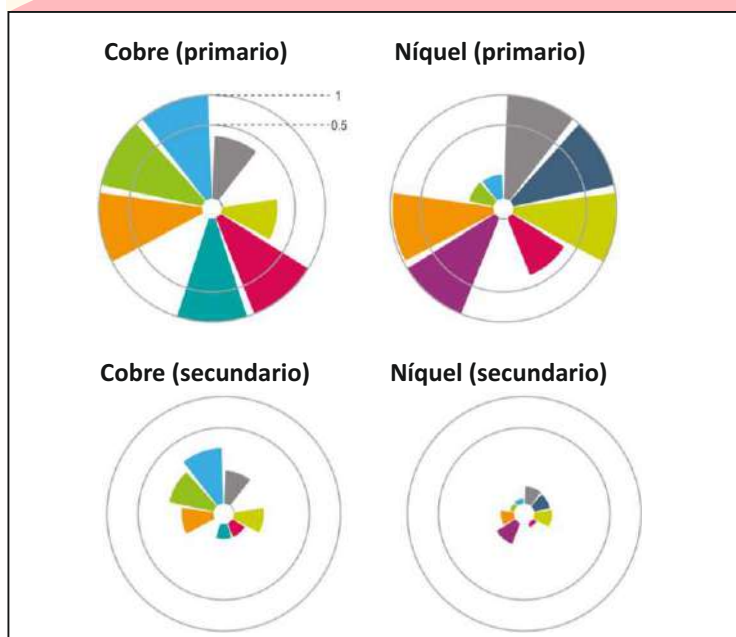
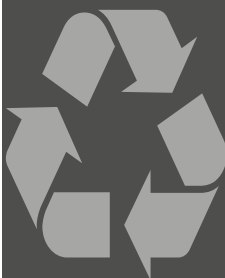


Figura 5.
Impactos ambientales de la producción primaria y secundaria de cobre y níquel en 2015. Fuente: OECD (2018).

13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.384	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 08	C Carbon 06
Al Aluminum 13	Si Silicon 14
Ga Gallium 31	Ge Germanium 32
In Indium 49	Sn Tin 50
Tl Thallium 81	Pb Lead 82



ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE DEMANDA DE METALES

La denominada “transición verde”, motivada por la necesidad de cumplir con los objetivos de descarbonización, está implicando el despliegue de determinadas tecnologías e infraestructuras como los vehículos eléctricos o las energías renovables que implican, junto con la digitalización, un aumento muy significativo de la demanda de metales. Las previsiones de esta demanda han sido proyectadas en términos similares por instituciones como el Banco Mundial (2020), Panel Internacional de los Recursos (IRP, 2019), Agencia Internacional de la Energía (IEA, 2021), Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OECD, 2019), o la propia Unión Europea (JRC, 2021), y presentan un escenario en el que el consumo de metales se duplica o cuadruplica en los próximos 30 años. Bajo esta visión, con una tasa de crecimiento económico del 3% la producción minera debería duplicarse cada 25 años (Exter et al., 2018).

La previsión de incremento de la demanda junto a la dependencia de sectores económicos estratégicos ha impulsado el interés por la elaboración de listas de recursos naturales críticos. Un ejemplo de ello es la monitorización que lleva a cabo el Departamento de Defensa de Estados Unidos sobre 160 minerales, de los cuales considera 92 de ellos como vulnerables (U.S. Department of Defense, 2015). En 2008 la Comisión Europea creó la Iniciativa de las Materias Primas, que tiene entre sus tareas la elaboración periódica de informes acerca de qué materias son críticas para la Unión Europea.¹⁹

La metodología que emplea la Unión Europea para determinar si un material es crítico (materia prima fundamental, según la terminología oficial) se basa en dos factores: importancia económica y riesgo de suministro. La importancia económica se establece según el PIB de los sectores en los que se emplea cada material. El riesgo de suministro se evalúa según los riesgos ligados a la inestabilidad política de los países productores y según los riesgos medio-ambientales.

De este modo, la criticidad es evaluada desde una perspectiva territorial y de presente inmediato, sin darle un gran peso a las tendencias de aumento de la demanda por la introducción futura de nuevas tecnologías o aspectos relacionados con la escasez geológica (Valero, Valero, Calvo, 2021). La primera lista de materias primas fundamentales de la Unión Europea fue elaborada en 2011 e incluía 14 elementos.²⁰ Las actualizaciones posteriores que se realizan cada tres años han aumentado el número de materias primas fundamentales a 20 en 2014, a 27 en 2017 y a 30 en 2020.

¹⁹Véase: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52008DC0699>

²⁰Véase: <https://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/areas-specific-interest/critical-raw->



La criticidad es evaluada desde una perspectiva territorial y de presente inmediato, sin darle un gran peso a las tendencias de aumento de la demanda por la introducción futura de nuevas tecnologías o aspectos relacionados con la escasez geológica (Valero, Valero, Calvo, 2021)”



ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE DEMANDA DE METALES

Aquí es importante señalar que una parte importante de las materias primas fundamentales entran al Estado español directamente contenidos en productos tecnológicos –ya sean de energías renovables y vehículos eléctricos, o de aparatos eléctricos y electrónicos. Por tanto, el enfoque de garantizar el suministro no se corresponde con la realidad del ecosistema industrial en casos como el de las energías renovables. No estamos importando plata e indio para la fabricación de paneles fotovoltaicos, importamos directamente los paneles. Consideramos, entonces, que el enfoque debe ser más amplio, teniendo en cuenta el carácter global de nuestra dependencia mineral.

Una forma complementaria de evaluar la criticidad de las materias primas pasa por estimar la importancia que va a tener su demanda sobre sectores estratégicos a nivel global en el futuro. Este sería el caso de las tecnologías necesarias para la descarbonización de la economía. En la Figura 6 podemos observar el porcentaje de la demanda que supondrían estas tecnologías sobre diferentes elementos. Estos resultados son obtenidos considerando el escenario 2DS del informe Energy Technology Perspectives 2017, de la Agencia Internacional de la Energía, según el cual se reducen en un 70% las emisiones de CO2 en el sector energético para 2060 y se tiene un 50 % de probabilidad de limitar el aumento de temperatura a los 2°C (IEA, 2017).

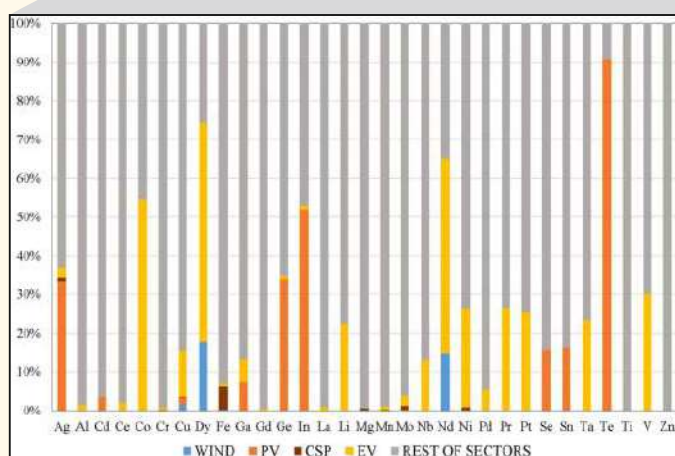


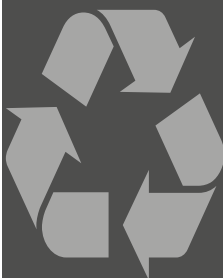
Figura 6: Porcentaje de la demanda estimada entre 2016 y 2050 según elementos y tipo de tecnología (eólica, fotovoltaica, vehículos eléctricos, resto de sectores) Extraída de Valero et al. (2018).

De esta forma, vemos cómo en elementos como el cobalto, el disprosio, el indio, el neodimio y el telurio, la demanda asociada a estas tecnologías supera el 50% de la demanda total.



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.383	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 509	C Carbon 1201
Al Aluminum 2698	Si Silicon 2808
Ga Gallium 6972	Ge Germanium 7264
In Indium 11485	Sn Tin 11871
Tl Thallium 20439	Pb Lead 2072



ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE DEMANDA DE METALES

En este informe evaluamos la demanda futura de minerales para la fabricación de tecnologías de descarbonización en el Estado español entre 2020 y 2030, para luego comparar estas cifras con el potencial de materiales secundarios que podrían ser potencialmente recuperados a partir de procesos de minería urbana. Para ello, elegimos poner el foco en 9 metales: **cobalto, cobre, disprosio, oro, indio, litio, neodimio, níquel y plata**.

Cinco de estos elementos están incluidos en la actualización de 2020 de la lista de materias primas fundamentales de la Unión Europea: cobalto, disprosio, indio, litio y neodimio. El cobre, el níquel y la plata son evaluados por ser identificados por diferentes investigaciones con un alto riesgo de que su demanda supere a la mayor parte de reservas en las próximas décadas (Watari, Nansai, Nakajima, 2020; Dominish, Florin, Teske, 2019). El estaño y el oro, por su parte, son incluidos por la importancia que tienen actualmente los yacimientos de extracción primaria de estos minerales en España.

Para realizar este análisis, en este capítulo estimaremos la demanda de metales para las tecnologías de producción de energía renovables y vehículos eléctricos atendiendo al escenario objetivo del Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030 (PNIEC). Este análisis no aborda escenarios alternativos de decrecimiento, poscrecimiento o, como lo ha presentado recientemente la Agencia Europea del Medio Ambiente, “crecimiento sin crecimiento económico” (“*growth without economic growth*”) (Strand et al., 2021), por superar el ámbito del presente informe.

No obstante, es necesario considerar de forma crítica hasta qué punto las previsiones que se establecen en términos de demanda de energía y formas de movilidad son compatibles con los límites planetarios y el uso equitativo de los recursos.

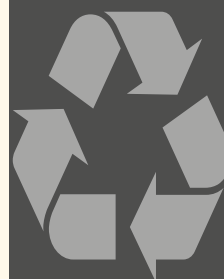
4.1. Incremento de la potencia renovable instalada

Para 2030, el PNIEC prevé aumentar la potencia instalada eólica hasta los 50 GW y la solar hasta 39 GW, contemplando una potencia total de 89 GW para ambas tecnologías. No obstante, el reciente boom de las renovables ha hecho que en este momento las solicitudes de nuevos proyectos superen ya esa potencia. Según datos de Red Eléctrica de España, los nuevos proyectos pendientes de ser puestos en funcionamiento que ya cuentan con los permisos de acceso ascenden hasta una potencia de 147,1 GW entre fotovoltaicos y eólicos (REE, 2021).²¹

²¹ Estado del acceso y conexión de la generación renovable eólica y solar fotovoltaica. Información actualizada a 31 de Agosto de 2021. En línea: <https://www.ree.es/es/clientes/datos-acumulados-generacion-renovable>



Según datos de Red Eléctrica de España, los nuevos proyectos pendientes de ser puestos en funcionamiento que ya cuentan con los permisos de acceso ascenden hasta una potencia de 147,1 GW entre fotovoltaicos y eólicos (REE, 2021).



ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE DEMANDA DE METALES

Por tanto, los resultados de demanda de metales aquí obtenidos son susceptibles de ser inferiores al desarrollo de las renovables que finalmente ocurra. A continuación, en la **Tabla 3**, procedemos a evaluar el incremento de la potencia instalada fotovoltaica y eólica presentado por el escenario objetivo del Plan Nacional de Energía y Clima.

Potencia instalada [MW]	2020 ²²	2025	2030
Eólica (terrestre y marina)	27.031	40.633	50.333
Solar fotovoltaica	11.443	21.713	39.181

Tabla 3: Potencia instalada de eólica y solar fotovoltaica según datos de REE para 2020 (REE, 2021) y según el escenario objetivo del PNIEC para 2025 y 2030 (MITECO, 2020).

Suponiendo un incremento distribuido entre los periodos establecidos, podemos obtener los valores anuales de potencia instalada que se prevén para la próxima década según el escenario objetivo del PNIEC (véase **Tabla 4**).

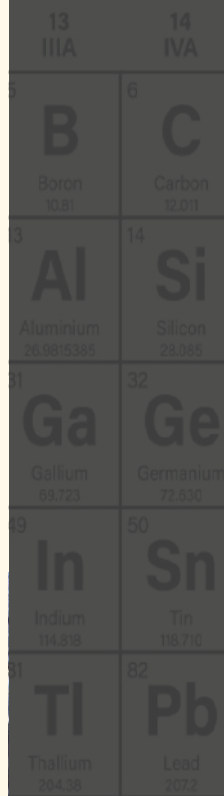
Potencia instalada anual [MW]	2020 – 2025	2025 – 2030
Eólica (terrestre y marina)	2.720	1.940
Solar fotovoltaica	2.054	3.494

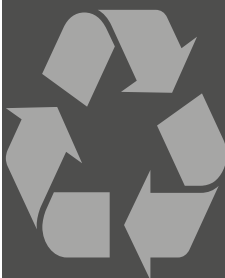
Tabla 4: Incremento anual de la potencia instalada de tecnologías eólicas y de solar fotovoltaica en los periodos 2020 – 2025 y 2025 – 2030.

4.2. Incremento de la movilidad eléctrica privada

El número de turismos eléctricos en el estado español en 2020 ascendía hasta las 88.538 unidades, dentro de un total de 24,5 millones de turismos. La flota de

²²REE (2021). En octubre de 2021 la potencia en servicio es de 28,2 GW para la eólica y 11,7 GW para la solar fotovoltaica.





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.383	82 Pb Lead 207.2

ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE DEMANDA DE METALES



vehículos eléctricos en 2020 según EAFO se repartía entre:

- Vehículos eléctricos (BEV): 45.057 unidades
- Vehículos híbridos enchufables (PHEV): 43.481 unidades

El PNIEC considera en su escenario objetivo un incremento del parque automovilístico hasta los 3 millones de turismos eléctricos en 2030 (MITECO, 2020). Por otro lado, el PERTE para el desarrollo del vehículo eléctrico y conectado que forma parte del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia considera que en 2023 se alcancen los 250.000 vehículos eléctricos matriculados. Esto supone un ritmo de crecimiento inicial bajo, que posteriormente se incrementa, para llegar al objetivo de 3 millones de turismos eléctricos en 2030. Esto puede resultar coherente con el periodo de desarrollo de las infraestructuras que posibiliten la implantación del vehículo eléctrico. Por lo tanto, consideramos dos tramos de crecimiento a lo largo de esta década. Así mismo, consideremos un reparto final entre ambos tipos de vehículos eléctricos de 58 % PHEV y 42 % BEV, tal y como se hace en Valero et al. (2018). De esta forma, obtenemos las tasas de incremento anual presentadas en la **Tabla 5**.

Incremento anual [unidades]	2020 – 2023	2023 – 2030
I		
Vehículos eléctricos (BEV)	19.981	165.000
Vehículos híbridos enchufables (PHEV)	33.840	227.857

Tabla 5: Incremento anual de vehículos eléctricos entre 2020 y 2030 según los datos de la flota actual y el escenario objetivo del PNIEC.

4.3. Materiales necesarios para el incremento de las tecnologías eólicas, fotovoltaicas y de vehículos eléctricos entre 2020 y 2030.

Las plantas solares fotovoltaicas son las instalaciones de producción de energía renovable con mayor demanda de metales después de la eólica marina, llegando a consumir en los últimos años el 18 % de la producción mundial de plata (De Castro, Capellán-Pérez, 2020). Los vehículos eléctricos, por su parte, requieren también una cantidad y variedad de metales muy elevada. Algunas



ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE DEMANDA DE METALES

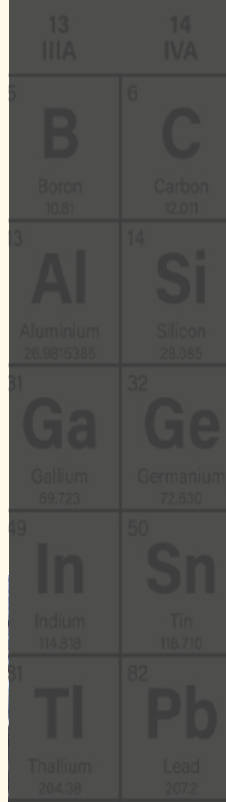
investigaciones muestran cómo la demanda de aluminio, cobre, cobalto, litio, manganeso y níquel asociada a escenarios de electrificación de la movilidad podría llegar a superar las reservas de estos minerales (Pulido-Sanchez et al., 2021). A continuación, vamos a evaluar la demanda de metales asociada al incremento estimado de las tecnologías eólicas, fotovoltaicas y de vehículos eléctricos entre 2020 y 2030.

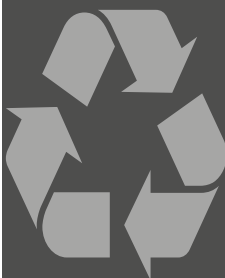
Empezamos por el caso de las tecnologías fotovoltaicas. Dentro del aprovechamiento fotovoltaico, existen diferentes tecnologías en el mercado. Las más comunes son las basadas en silicio cristalino (c-Si), que pueden ser o bien monocristalino o policristalino. Otras tecnologías fotovoltaicas son las englobadas bajo el término de celda solar de película fina, entre las que destacan las de Teluro de cadmio (CdTe) y las de Cobre indio galio y selenio (CIGS). Para este análisis, tomamos los valores de la tendencia actual del mercado de fabricación de módulos fotovoltaicos para establecer el reparto de tecnologías en la nueva potencia instalada. De esta forma, consideramos una distribución de 95 % silicio cristalino, 4 % CdTe y 1 % CIGS (ISE, 2021). Utilizamos los valores de intensidad material recopilados por Valero et al. (2018) para realizar el cálculo de la demanda de metales asociado a la nueva potencia fotovoltaica instalada entre 2020 y 2030 según el PNIEC. De esta forma, obtenemos los resultados presentados en la **Tabla 6**.

Elementos	Demanda por instalación de potencia fotovoltaica 2020-2030 [ton]
Plata	3.505
Cadmio	233,6
Cobre	110.142
Galio	4,0
Indio	142,7
Magnesio	1.410
Molibdeno	137,7
Níquel	29,0
Selenio	23,7
Silicio	166.722
Estaño	13.711
Telurio	196,4
Zinc	23,8

Tabla 7: Demanda de elementos para la instalación de nueva potencia eólica entre 2020 y 2030.

**Valores obtenidos a partir de las intensidades materiales recopiladas en Valero et al. (2018).*





13 IIIA	14 IVA
B Boron 509	C Carbon 501
Al Aluminum 6933	Si Silicon 6954
Ga Gallium 6970	Ge Germanium 7062
In Indium 7130	Sn Tin 7187
Tl Thallium 7204	Pb Lead 7204

ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE DEMANDA DE METALES



Continuamos evaluando la demanda asociada a las tecnologías eólicas. En términos de demanda de metales, existen diferencias considerables entre la eólica marina u offshore y la eólica terrestre u onshore, con el primer tipo siendo la renovable con mayor demanda de metales por MW de potencia instalada. La Agencia Internacional de la Energía considera que no se producirá la instalación de potencia eólica offshore en el Estado español, al menos hasta 2025 (IEA, 2021). Se considera que a nivel mundial esta tecnología tendrá una mayor relevancia en las nuevas instalaciones a partir de 2025, alcanzando un 20 % de la nueva potencia instalada anualmente. La Agencia Internacional de Energías Renovables (IRENA, 2019) considera que el 26 % de la potencia eólica instalada en Europa en 2030 será de tecnologías offshore.

Para este análisis decidimos considerar dos fases en la instalación de nueva potencia eólica en el Estado español. Entre 2020 y 2025 toda la nueva potencia se considera onshore. Mientras que entre 2025 y 2030 se aumenta progresivamente hasta alcanzar en 2030 un 20 % de tecnologías offshore en las nuevas instalaciones de potencia eólica. De esta forma, la potencia eólica planteada por el escenario objetivo del PNIEC se incluiría 1.358 MW eólicos offshore en 2030, representando un 6 % de la potencia total eólica instalada.

Tomamos de nuevo los valores de intensidad material recopilados por la investigación de Valero et al. (2018). Se diferencia entre dos tipos de turbina: con rotor de engranajes y con rotor de transmisión directa, el cual contiene imanes permanentes. Al igual que en dicha investigación, tomamos una distribución de 75 % rotor de engranajes y 25 % rotor de transmisión directa. A partir de estas consideraciones, obtenemos los resultados de demanda de metales asociados a la potencia eólica presentados en la **Tabla 7**.

Tabla 7: Demanda de elementos para la instalación de nueva potencia eólica entre 2020 y 2030.

Valores obtenidos a partir de los datos de Valero et al. (2018).

Elemento	Demanda por instalación de potencia eólica 2020-2030 [ton]
Aluminio	17.968
Cobre	100.674
Hierro	3.837.995
Neodimio	2.138
Disprobio	171
Níquel	2.592



ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE DEMANDA DE METALES

Finalmente, estimaremos la demanda asociada al incremento del número de vehículos eléctricos entre 2020 y 2030. Para ello, consideramos que los vehículos híbridos enchufables introducidos a la flota tienen batería de litio, pues es la tecnología que están utilizando los principales fabricantes (Valero et al., 2018).

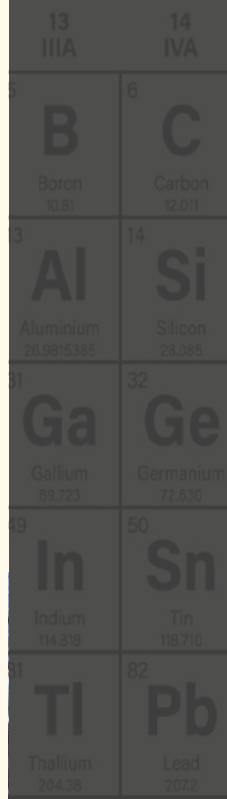
A partir de los valores de intensidad material recopilados por la investigación de Ortego et al. (2018), obtenemos la demanda de metales presentada en la siguiente **Tabla 8**.

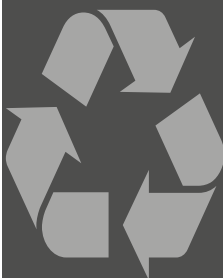
Elementos	Demanda por vehículos eléctricos 2020 – 2030 [ton]
Plata	83,7
Aluminio	482.825,5
Oro	0,7
Cobalto	15.936,4
Cobre	282.617,7
Disprosio	554,1
Hierro	2.273.919,3
Galio	2,7
Indio	1,1
Litio	13.169,6
Molibdeno	757,0
Neodimio	1.848,2
Níquel	94.928,9
Platino	9,4

Tabla 8: Demanda de elementos para la fabricación de nuevos vehículos eléctricos utilizados en el Estado español entre 2020 y 2030.

**Valores obtenidos a partir de las intensidades materiales recopiladas en Valero et al. (2018).*

De esta forma, la demanda total entre 2020 y 2030 en España derivada de la fabricación de las tecnologías fotovoltaicas, eólicas y de vehículos eléctricos planteados como objetivo por el PNIEC sería la que se presenta en la **Tabla 9**.





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10,81	C Carbon 12,01
13 Al Aluminium 26,9815385	14 Si Silicon 28,0855
31 Ga Gallium 69,723	32 Ge Germanium 72,6305
49 In Indium 114,818	50 Sn Tin 118,710
81 Tl Thallium 204,3833	82 Pb Lead 207,2

ANÁLISIS DE ESCENARIOS DE DEMANDA DE METALES

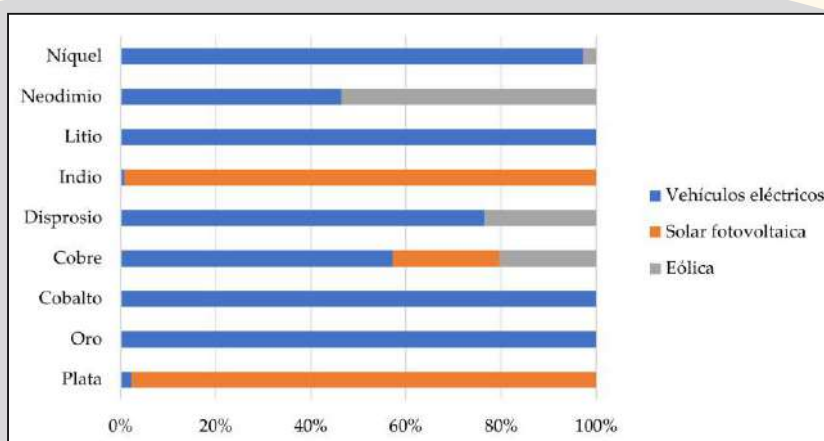


Tabla 9: Demanda de determinados minerales entre 2020 y 2030 para la fabricación de las tecnologías fotovoltaicas, eólicas y de vehículos eléctricos en el Estado español.

Elementos	Demanda tecnologías consideradas 2020 – 2030 [ton]
Plata	3.588,7
Oro	0,7
Cobalto	15.936,4
Cobre	493.434,3
Disproso	724,6
Indio	143,8
Litio	13.169,6
Neodimio	3.986,1
Níquel	97.549,6
Estaño	13.710,9

Vemos cómo la demanda entre 2020 y 2030 de los minerales identificados como críticos por múltiples investigaciones, ascendería hasta 15,9 kt para el cobalto, 0,14 kt para el indio, 13,1 kt para el litio, y 97,5 kt para el níquel. En la **Figura 7** se muestra de qué tecnología proviene la demanda de cada uno de estos elementos.

Figura 10: Distribución de la demanda de minerales según las diferentes tecnologías de transición evaluadas para España entre 2020 y 2030.



De esta forma vemos cómo el vehículo eléctrico es la tecnología responsable del conjunto de la demanda de metales como el níquel, litio, cobalto u oro. También es la tecnología responsable de la mayoría de la demanda de cobre o disproso. En el caso del neodimio, la demanda se reparte entre el vehículo eléctrico y la eólica. Las tecnologías fotovoltaicas acumulan prácticamente toda la demanda del indio y la plata



ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

En este apartado realizamos un análisis del potencial de recuperación de metales mediante técnicas de minería urbana centrado en las baterías, los vehículos al final de su vida útil (VfVU) y los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE). No se han considerado, por no disponerse de datos, el potencial de recuperación de metales en depósitos de residuos mineros y metalúrgicos (reprocesado de balsas y escombreras), cenizas de fondos de incineradores (IBA), catalizadores industriales (i.e., de refineras), salmueras de desalación, suelos contaminados (mediante técnicas de fitominería) y otras prácticas de minería de vertedero (a partir de depósitos de residuos sólidos urbanos, residuos de construcción y residuos industriales), que, no obstante, deberían ser objeto de atención y aumentarían sensiblemente las “reservas” de la minería urbana.

Este análisis lo realizamos a partir de los datos que presentan las investigaciones del proyecto ProSUM (Huisman et al., 2017). La ausencia de datos oficiales hace que tengamos que trabajar con estimaciones que tienen un componente de incertidumbre. En aquellos casos en los que hemos encontrado datos oficiales de fuentes estatales los hemos utilizado para corregir o aumentar la rigurosidad del análisis.

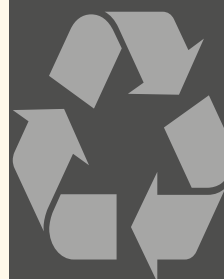
Por tanto, los resultados aquí presentados deben ser interpretados como una primera aproximación. Una cuantificación sistemática de los metales presentes en todos dispositivos utilizados en el día a día supone todavía una gran tarea pendiente. Lograr una mayor información al respecto es fundamental para impulsar una minería urbana que aumente la recuperación de estos metales y alivie la necesidad de extracción primaria.

5.1. Baterías

Las baterías están presentes en multitud de dispositivos y productos de uso diario. Teléfonos móviles, ordenadores portátiles, patinetes eléctricos, vehículos eléctricos y vehículos de combustión interna. Esta gran diversidad de usos implica la presencia de diferentes tipos, formatos y composiciones químicas de baterías. Podemos diferenciar principalmente entre seis grandes grupos de tipos de baterías:

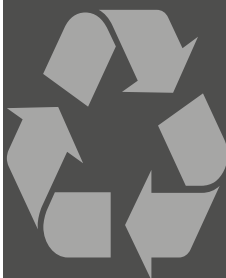
- Baterías primarias de ion-litio
- Baterías recargables de ion-litio
- Baterías de níquel-cadmio (NiCd)
- Níquel-hidruro metálico (NiMH)
- Baterías de ácido-plomo (Pb)
- Baterías de zinc

Las baterías están presentes en multitud de dispositivos y productos de uso diario. Teléfonos móviles, ordenadores portátiles, patinetes eléctricos, vehículos eléctricos y vehículos de combustión interna.



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



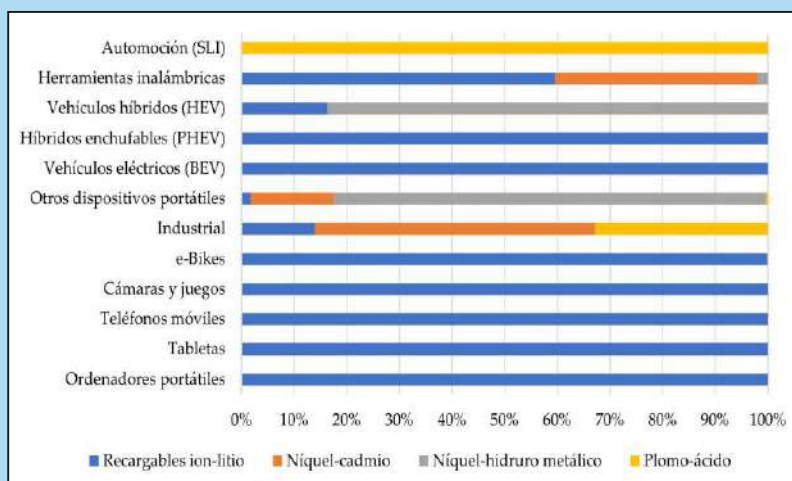


ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

Según los datos de Urban Mine Platform, el stock de baterías para España en 2020 se estima en 694 kilotoneladas, de las cuales el 90,8 % son de ácido-plomo. Estas baterías son empleadas fundamentalmente en usos industriales y en automóviles de combustión interna (SLI: Starting Light Ignition). Le siguen las baterías de zinc (3,7 %) y las recargables de ion-litio (3,6 %). Las baterías recargables de ion-litio están presentes en aparatos electrónicos portátiles y en vehículos eléctricos. Los teléfonos móviles, ordenadores portátiles, tabletas y cámaras acumulan el 40,4 % del stock estimado para España en 2020 de baterías recargables de ion-litio. Mientras que los vehículos eléctricos (BEV), híbridos (HEV) e híbridos enchufables (PHEV) representan el 26,7 %. Las baterías de níquel-hidruro metálico (NiMH), por su parte, representan el 0,9 % del stock estimado de baterías. La categoría de “otros dispositivos portátiles” acumula el uso del 71,0 % del stock de estas baterías, mientras que los vehículos híbridos eléctricos (HEV) representan el 28,7 %. En la **Figura 8** se muestra los datos de la distribución de los diferentes tipos de baterías según su uso en diferentes dispositivos.



Figura 8:
Distribución de tipos de baterías en el stock estimado para España en 2020 según su uso en diferentes dispositivos. A partir de Urban Mining Platform²⁵.



La Directiva de la Comisión Europea 2006/66/CE introduce la responsabilidad ampliada del productor para los residuos de baterías.²⁶ Se obliga a los productores de baterías, o a terceros que actúen en su nombre, a financiar el coste neto de la recogida, tratamiento y el reciclaje de los residuos de baterías.

²⁴Véase: <http://www.urbanmineplatform.eu/urbanmine/batteries/quantity>

²⁵Véase: <http://www.urbanmineplatform.eu/homepage>

²⁶Directiva 2006/66/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 6 de septiembre de 2006, relativa a las pilas y acumuladores y a los residuos de pilas y acumuladores.



ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

La trasposición de la directiva europea en el Real Decreto 106/2008 establece unos objetivos mínimos de recogida de residuos de pilas y acumuladores. En la **Tabla 10** se recogen los objetivos mínimos actualmente vigentes.

Tipo de residuo	Objetivo mínimo (%) recogida [%]
Pilas y acumuladores portátiles	50
Pilas y acumuladores de automoción	98
Industriales con cadmio	98
Industriales con plomo	98
Industriales sin plomo ni cadmio	70

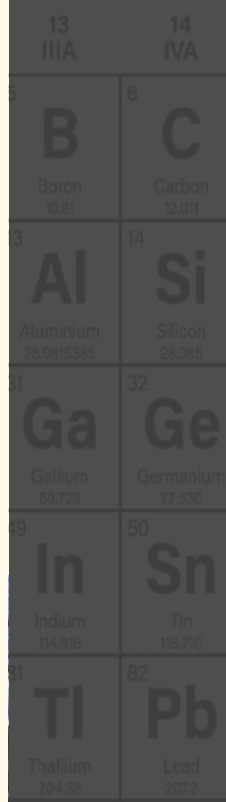
Tabla 10:
Objetivos mínimos de recogida actualmente vigentes en España para diferentes tipos de residuos de pilas y acumuladores.
Datos del RD 106/2008²⁷.

Según la legislación, el índice de recogida de un año dado se calcula como el peso de residuos de baterías recogido durante ese año multiplicado por tres y dividido por la suma de las ventas de nuevas baterías durante los tres últimos años.

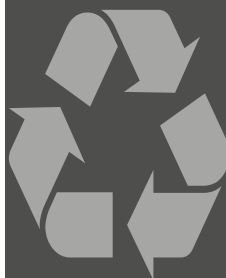
Por otro lado, la Directiva 2006/66/CE establece unos niveles mínimos en materia de reciclaje según diferentes tipos de baterías que llegan al final de su vida útil. Todas aquellas baterías que llegan a los canales oficiales de recogida deben ser sometidas a un tratamiento en el que se logren las siguientes eficiencias mínimas:

- Baterías de plomo-ácido: reciclado del 65% en peso
- Baterías de níquel-cadmio: reciclaje del 75% en peso
- Residuos del resto de baterías, entre las que se incluyen las de ion litio: reciclado del 50% en peso

De esta forma, vemos cómo la combinación del objetivo mínimo de reciclado junto al nivel mínimo de reciclaje para las baterías portátiles de ion-litio resulta en una recuperación del 25 % y una pérdida del 75%, medida en peso. El MITECO no aporta datos actuales de los índices de recogida y reciclaje de baterías. Los



²⁷Real Decreto 106/2008, de 1 de febrero, sobre pilas y acumuladores y la gestión ambiental de sus residuos.



ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA



últimos datos publicados son un resumen de 2012 a 2018. Las últimas cifras de 2018 muestran un índice de recogida del 37,5 % para pilas y acumuladores portátiles, 81,1 % para automoción y 74,2 % para industriales.

A partir de las investigaciones realizadas por el proyecto europeo ProSUM podemos conocer el contenido estimado de diferentes materiales en los diferentes tipos de baterías. En la Tabla 11 se presentan las cantidades estimadas de cada uno de estos elementos por tonelada de baterías, calculadas para el stock en España en 2020.

Elemento [kg/t]	Baterías recargables de ion-litio	Baterías de níquel-cadmio (NiCd)	Níquel-hidruro metálico (NiMH)	Baterías de zinc
Aluminio	64,0	0,0	5,1	0,0
Cobalto	40,0	0,0	28,8	0,0
Cobre	92,0	0,0	0,0	0,0
Hierro	124,0	181,8	271,2	200,0
Litio	25,6	0,0	0,0	0,0
Neodimio	0,0	0,0	3,1	0,0
Níquel	29,6	127,3	322,0	0,0
Zinc	0,0	0,0	10,0	150,0

Tabla 11: Cantidad de elementos presentes en el stock estimado de baterías en España según tipo de baterías para el año 2020. A partir de Urban Mine Platform.

De esta forma, podemos calcular la cantidad de estos elementos presentes en los flujos de baterías puestas en el mercado, las baterías que llegan al fin de su vida útil y se convierten en residuos y en el stock completo de baterías estimado para España. En la **Tabla 12** se muestra la cantidad en toneladas obtenida como resultado de este cálculo.



ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

Elementos	Puesto en el mercado (2015) [ton]	Residuos (2020) [ton]	Stock estimado (2020) [ton]
Aluminio	267,4	214,0	1.630,0
Cobalto	239,6	192,0	1.170,0
Cobre	362,5	290,0	2.300,0
Hierro	2.407,3	2.210,0	10.900,0
Litio	102,5	82,0	640,0
Neodimio	2,5	2,0	18,0
Níquel	528,3	424,0	3.340,0
Zinc	1.122,7	1.107,0	3.959,0

Tabla 12: Elementos presentes en las baterías puestas en el mercado en 2015, en los residuos de 2020 y en el stock estimado para España en 2020. A partir de datos de MITECO (2021) y Urban Mine Platform

De esta forma, encontramos que actualmente habría un stock de 640 toneladas de litio en las baterías presentes en España. Los residuos de baterías del año 2020 tendrían un contenido de 82 toneladas de litio, 192 de cobalto y 424 de níquel. Estos elementos están especialmente presentes en determinados tipos de baterías. En la **Figura 9** se muestra en qué tipos de baterías del stock para el Estado español en 2020 se encuentran los elementos estudiados.

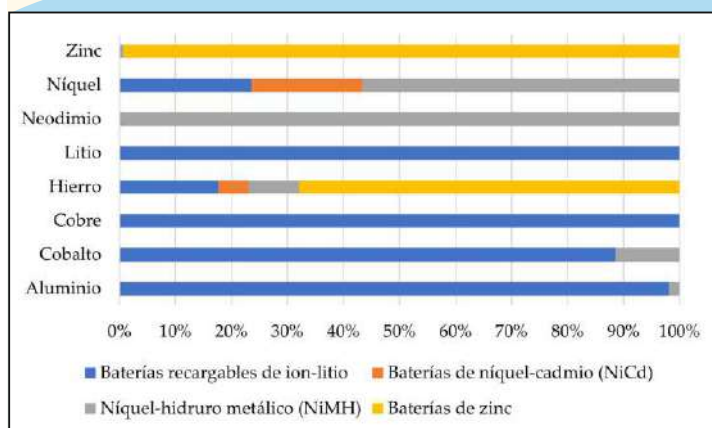
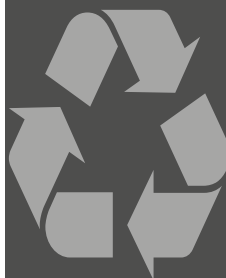


Figura 9: Distribución de tecnologías de baterías sobre la presencia de diferentes elementos en el stock estimado de baterías en el España en 2020. A partir de Urban Mine Platform.





ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

5.2. Vehículos

Tal y como hemos visto en la sección anterior, los vehículos demandan una gran cantidad de elementos, contenidos en múltiples componentes. Por este motivo, tienen un gran potencial para la minería urbana. Por ejemplo, los catalizadores o convertidores catalíticos para la reducción de las emisiones de gases tienen cantidades elevadas de elementos del grupo del platino y de tierras raras. Según datos oficiales, en 2020 había en España 2,5 millones de camiones, 2,5 millones de furgonetas, 24,7 millones de turismos y 3,7 millones de motocicletas (DGT, 2021). Dentro de los turismos 11,1 millones son de gasolina y 13,5 millones son de gasoil. Así mismo, en 2020 se contabilizó una flota de 88.538 vehículos eléctricos, tanto eléctricos como híbridos enchufables.²⁸ De forma que la flota eléctrica representa todavía apenas un 0,36% de la flota total de vehículos.

Según datos de Eurostat, en España en 2018 llegaron al final de su vida útil 748.306 vehículos.²⁹ De las 858,7 kilotoneladas de residuos que esto representa, 642,8 fueron recuperadas, 149,3 fueron reutilizadas y 585,4 fueron recicladas. De forma que un 92,6 % fue reutilizado y valorizado, y un 85,9 % fue reutilizado y reciclado. La Directiva de la Comisión Europea 2000/53/CE, relativa a los vehículos al final de su vida útil, establece que los fabricantes de vehículos deben tener en cuenta el desmontaje, la reutilización y la valorización durante el diseño y la producción. Se establece que los nuevos vehículos deben cumplir una tasa mínima de reutilización y valorización del 95 % del peso medio del vehículo,³⁰ así como una tasa mínima de reutilización de componentes y reciclado del 85 %.

En la legislación estatal, la gestión de los Vehículo al Final de su Vida Útil (VfVU) se rige por el Real Decreto 265/2021,³¹ que establece la obligación de entregar los vehículos a un Centro Autorizado de Tratamiento (CAT). En el CAT se deberán recuperar para su preparación para la reutilización, y comercializar componentes, partes o piezas de los automóviles que supongan, al menos, un 10 % del peso total de los automóviles que traten anualmente. Sin embargo, las fracciones que se reciclan y se recuperan en este tipo de centros de tratamiento son principalmente los metales base como el acero. Según datos de Eurostat, la chatarra ferrosa (acero) procedente de la trituración supuso el 71,5 % del peso

²⁸Véase: <https://www.eafo.eu/content/spain>

²⁹Véase: http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?lang=en&dataset=env_waselvt

³⁰Directiva 2000/53/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de septiembre de 2000, relativa a los vehículos al final de su vida útil.

³¹Real Decreto 265/2021, de 13 de abril, sobre los vehículos al final de su vida útil y por el que se modifica el Reglamento General de Vehículos.



Según datos oficiales, en 2020 había en España 2,5 millones de camiones, 2,5 millones de furgonetas, 24,7 millones de turismos y 3,7 millones de motocicletas (DGT, 2021).



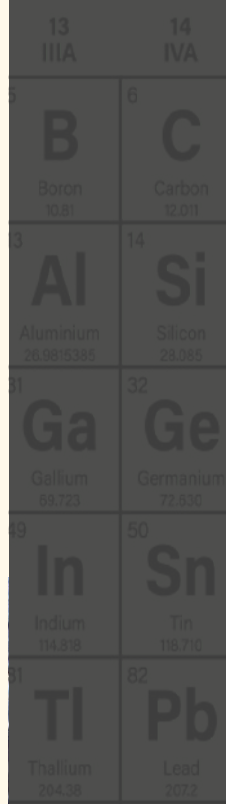
ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

reciclado a partir de los VFVU en España en 2018.³² La chatarra de materiales no ferrosos como el aluminio, el cobre, el zinc o el plomo supuso el 5,1 % del peso reciclado. En un vehículo con motor de combustión interna típico, el hierro y el aluminio suponen el 78,1 % del peso total (Ortego et al., 2018).

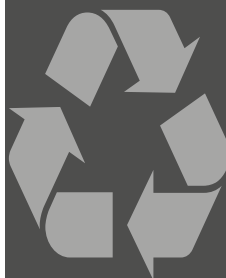
El problema, no está entonces en que la mayor parte de los metales recuperados sean estos, sino que los procesos de tratamiento que se llevan a cabo hacen que otros metales que suponen un peso mucho menor, pero tienen gran importancia por su criticidad, son mezclados y perdidos con el resto de la chatarra. Así mismo, en estos procesos, aceros que son de gran calidad como los presentes en diferentes partes del motor de un coche se trituran y mezclan con otros componentes metálicos, de forma que el producto resultante del reciclaje de esa chatarra metálica no podrá ser usado directamente para la producción de esas mismas piezas, y en la mayoría de los casos se destinará a usos que requieran un acero de menor calidad. Esto es lo que se denomina como infrarreciclaje (downcycling) o reciclaje no funcional (non-functional recycling), y ocurre también en muchos otros casos (Ciacci et al., 2016). Los datos proporcionados por el proyecto ProSUM nos permite conocer la cantidad de elementos presentes en el stock estimado de vehículos para España en 2020. La **Tabla 13** presenta los valores en toneladas del contenido de los elementos bajo estudio en el stock de vehículos en el Estado español en 2020.

Elemento	Residuos (2020) [ton]	Stock estimado (2020) [ton]
Aluminio	127.719	2.620.614
Cobalto	27,2	558,1
Cobre	31.778	647.634
Disprosio	14,7	229,0
Oro	2,2	45,0
Indio	0,1	2,2
Hierro	917.900	17.128.751
Neodimio	112,2	2.291,6
Platino	4,2	77,1
Plata	14,2	290,5
Zinc	709,5	14.557

Tabla 13: Cantidad en toneladas de elementos presentes en los residuos y en el stock estimado de vehículos en España para el conjunto de vehículos en 2020. Datos de Urban Mine Platform.



³²Véase: http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?lang=en&dataset=env_waselvt



ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

De forma que nos encontramos con 45 toneladas de oro, 290 de plata y 229 de cobalto presentes en el stock estimado de vehículos para España en 2020. En los residuos anuales, se estima que estaban contenidos 27,2 toneladas de cobalto, 14,7 de disprosio y 112 de neodimio. Los valores del stock estimado se refieren a los materiales presentes en todos aquellos vehículos actualmente en circulación. Por lo tanto, la recuperación de estos materiales formaría parte de un proceso de transición ecosocial que lleve a cabo el desmantelamiento del actual modelo de movilidad basado en el transporte en carretera basado en vehículos con motor de combustión interna. Debido a la urgencia en la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y la situación de declive energético, consideramos realista y deseable plantear que una parte muy importante de este proceso tenga lugar entre 2020 y 2030 (Lallana et al., 2021). De esta forma, los materiales presentes en los vehículos actualmente en circulación podrían estar disponibles durante la próxima década para su recogida, separación, tratamiento y aprovechamiento para otros usos y tecnologías que formen parte del proceso de transición.



5.3. Aparatos eléctricos y electrónicos

Los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) son los residuos con mayor tasa de crecimiento a nivel mundial (World Economic Forum, 2019). Los aparatos eléctricos y electrónicos (AEE) son *“todos los aparatos que para funcionar debidamente necesitan corriente eléctrica o campos electromagnéticos, y los aparatos necesarios para generar, transmitir y medir tales corrientes y campos, y que están destinados a utilizarse con una tensión nominal no superior a 1.000 voltios en corriente alterna y 1.500 voltios en corriente continua”*.³³ La **Tabla 14** presenta las siete categorías en las que se divide la clasificación de los AEE.

Tabla 14:
Descripción de las siete categorías de AEE según RD 110/2015.

Categoría	Aparatos eléctricos y electrónicos
1	Aparatos de intercambio de temperatura
2	Monitores, pantallas, y aparatos con pantallas de superficie superior a los 100 cm ²
3	Lámparas
4	Grandes aparatos (con una dimensión exterior superior a 50 cm)
5	Pequeños aparatos (sin ninguna dimensión exterior superior a 50 cm)
6	Equipos de informática y telecomunicaciones pequeños (sin ninguna dimensión exterior superior a los 50 cm).
7	Paneles fotovoltaicos grandes (con una dimensión exterior superior a 50 cm)



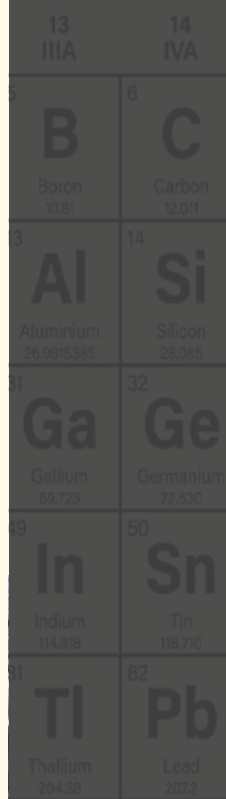
ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

Los RAEE contienen diferentes metales preciosos y materias críticas. Se estima que el oro de los teléfonos móviles inteligentes está 100 veces más concentrado que en la extracción primaria del mineral (Forti et al., 2020). Así mismo, el valor económico anual de las materias primas contenidas en los RAEE generados en 2019 triplicaría la producción del conjunto de minas de plata del mundo. Esto no quiere decir que la recuperación de minerales a partir de RAEE sea actualmente un proceso sencillo y rentable económicamente. En muchos casos, la realidad es la contraria. Justamente por eso es importante superar los obstáculos que dificultan el aprovechamiento de materiales secundarios a partir de este tipo de productos que llegan al final de su vida útil.

Para gestionar los RAEE, la Directiva Europea 2012/19 sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos estableció un índice mínimo anual de recogida de un 65 % del peso medio de los AEE introducidos en el mercado los tres años precedentes. Esta normativa aplica el principio de responsabilidad ampliada del productor de los AEE, de forma que se tiene que hacer cargo de los costes que derivan de la gestión de los RAEE. Para ello, tiene dos opciones: o bien establece canales propios de recogida y tratamiento; o bien forma parte de un Sistema Colectivo de Responsabilidad Ampliada del Productor (SCRAP), que se haga cargo de la gestión. El 96,6 % de los productores establecidos en España han optado por el sistema SCRAP para la gestión de los RAEE (Afi, 2020). Según la última modificación del Real Decreto 110/2015, sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos, mediante el Real Decreto 27/2021, se establecieron unos objetivos mínimos sobre el tratamiento de las diferentes categorías RAEE (ver **Tabla 15**).

Categoría	Valorización [%]	Preparación para reutilización y reciclaje [%]
1	85	80
2	80	70
3	-	80 *
4	85	80
5	75	55
6	75	55
7	85	80

Tabla 15:
Objetivos mínimos de tratamiento de RAEE según categorías, establecidos en el Real Decreto 110/2015

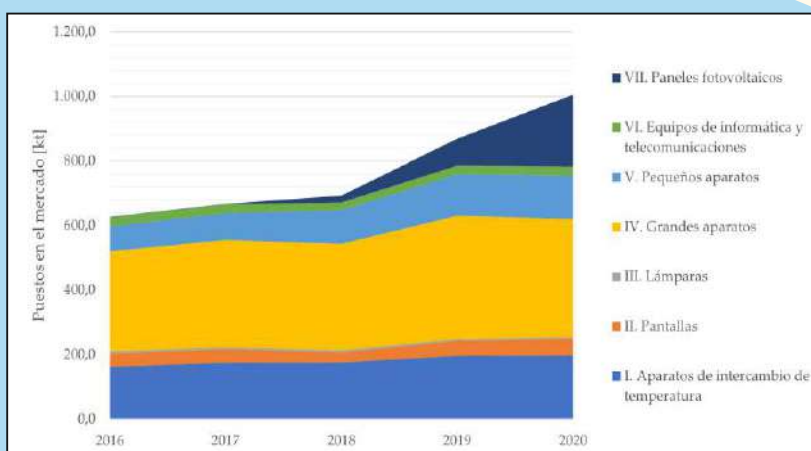


ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

A pesar de que se muestren de forma conjunta los objetivos de reutilización y reciclaje, el Real Decreto 110/2015 establece la obligación de preparación para la reutilización únicamente sobre las categorías 4 y 6, con unos objetivos mínimos del 3 y 4 %, respectivamente, sobre los RAEE recogidos de esa fracción. El tratamiento de RAEE se lleva a cabo en plantas específicas de tratamiento, que pueden gestionar más de una categoría de estos aparatos. En España actualmente existen unas 60 plantas de estas características (Afi, 2020). En estas plantas se obtienen las fracciones destinadas al reciclado, a la valorización energética y a la eliminación.

Como parte del cumplimiento del Real Decreto 110/2015 y de la Directiva 2012/19/UE, el MITECO publica los datos anuales de objetivos mínimos estatales de recogida de RAEE. Entre estos, se incluyen los datos de los AEE puestos en el mercado los tres años anteriores. En la **Figura 10** se presenta la evolución de la cantidad de AEE puestos en el mercado español entre 2016 y 2020, según las diferentes categorías.

Figura 10: AEE puestos en el mercado español entre 2016 y 2020.
 Elaboración propia a partir de datos del MITECO.³⁵



Si comparamos los datos aportados por el MITECO de recogida de RAEE en el año 2019 con respecto al objetivo establecido para las diferentes categorías podemos hacernos una idea de nivel de cumplimiento logrado. En la **Tabla 16** se presentan los datos de objetivos mínimos de recogida, recogida reportada, porcentaje del cumplimiento del objetivo y el cálculo de la tasa de recogida efectiva para cada una de las categorías de RAEE.

³⁵Véanse: Resoluciones de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental por la que se publican los objetivos mínimos estatales y autonómicos de recogida separada de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) para 2019, 2020 y 2021. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.



ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

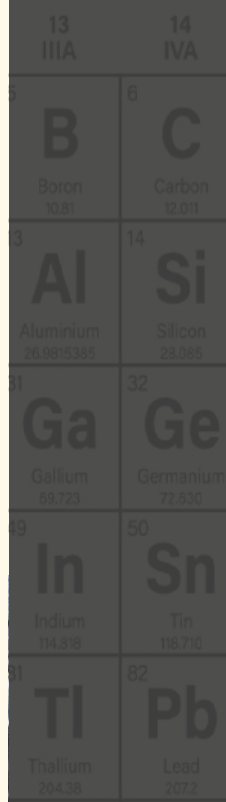
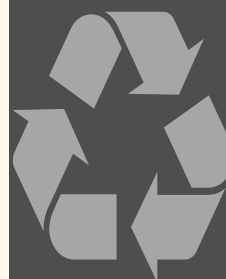
La tasa de recogida reportada debe ser comparada con el objetivo de un 65%, el cual únicamente se cumple para el caso de las pantallas. Las bajas tasas de recogida de los paneles fotovoltaicos se deben a su reciente introducción en el mercado, de forma que el flujo de residuos todavía es muy reducido en comparación a la cantidad puesta en el mercado. Así mismo, el MITECO aporta los datos de porcentajes de valorización y reciclado de RAEE para el año 2019 en España. Son los que se presentan en la **Tabla 17**.

Categorías RAEE	Residuos valorizados [%]	Reciclado y preparación para reutilización [%]
I. Aparatos de intercambio de temperatura	90	78
II. Pantallas	74	73
III. Lámparas	94	89
IV. Grandes aparatos	81	79
V. Pequeños aparatos	95	90
VI. Equipos de informática y telecomunicaciones	78	74
VII. Paneles fotovoltaicos grandes	52	46

Tabla 17:
 Porcentajes de valorización y reciclado de RAEE en España en 2019. Datos de MITECO.³⁷

Aquí es importante destacar que los materiales recuperados siempre van a ser menores que los recogidos. Algunas de las personas consultadas durante la elaboración de este informe consideran que los valores de reciclado oficialmente reconocidos son tan elevados que no encajan con la realidad que se puede observar desde otros puntos en vista en materia de pérdida y dispersión de minerales críticos. A pesar de que los porcentajes reportados de reciclado y preparación para la reutilización sean altos, en la mayoría de los casos los materiales recuperados son aquellos que suponen la mayor parte del peso de los AEE. Acero, aluminio, vidrio y plástico son los materiales principalmente recuperados en estos centros de tratamiento. Las materias primas críticas y metales preciosos presentes en estos aparatos representan un porcentaje pequeño del peso total, y los procesos de recuperación son más complejos y costosos.

³⁷Memoria anual de generación y gestión de residuos. Residuos de aparatos eléctricos y electrónicos 2019.



ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

Podemos estimar la cantidad de este tipo de minerales presentes en los residuos y en el stock actual de AEE a partir de las investigaciones realizadas por el proyecto europeo ProSUM (Huisman et al., 2017). Esta investigación, sin embargo, no nos aportan estimaciones para la categoría de paneles fotovoltaicos. En la **Tabla 18** se presentan los valores de la estimación de AEE presentes en el stock de la economía española en 2020 según las diferentes categorías.

Tabla 18: Valores de AEE en España puestos en el mercado y estimación de stock para 2020. A partir de MITECO³⁸ y Urban Mine Platform.

**Estimaciones de stock de Urban Mining Platform corregidas a partir de las diferencias entre las estimaciones de productos puestos en el mercado con respecto a los datos reportados por el MITECO.*

Categorías RAEE	Puestos en el mercado 2020 [ton]	Estimación de stock 2020 [ton] *
I. Aparatos de intercambio de temperatura	197.351	2.712.910
II. Pantallas	52.647	538.328
III. Lámparas	4.717	41.795
IV. Grandes aparatos	365.706	4.703.125
V. Pequeños aparatos	134.828	1.172.787
VI. Equipos de informática y telecomunicaciones	27.464	181.539

En la **Tabla 19** se presentan los valores en gramos por tonelada obtenidos para el contenido de diferentes elementos en el stock estimado de las categorías de AEE para España en 2020.

Tabla 19: Cantidad en gramos por tonelada de elementos presentes en el stock estimado de AEEs en España según categorías para el año 2020. A partir de Urban Mine Platform.

Elementos [ton]	Categoría AEE [g/ton]					
	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.
Aluminio	58.155,7	48.471,6	108.972,7	29.702,0	80.675,1	25.123,5
Cobalto	4,6	36,0	5.776,5	0,8	20,5	419,9
Cobre	49.538,6	17.670,9	32.288,6	16.547,5	56.861,4	25.344,3
Disprosió	0,0	1,3	0,0	15,9	0,0	18,4
Oro	0,0	11,1	1,6	0,4	0,5	11,7
Indio	0,0	18,6	1,0	0,9	1,3	4,4
Hierro	502.175,7	268.644,8	24.345,5	537.393,0	447.769,7	369.330,6
Litio	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,7
Neodimio	0,1	23,8	0,4	230,8	0,2	187,2
Níquel	21.119,3	761,8	5.638,0	5.945,6	3.939,1	2.548,6
Platino	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1
Plata	0,1	47,2	1,9	3,6	6,1	56,8
Estaño	63,7	659,6	257,9	57,5	1.108,8	1.675,1
Tungsteno	44,6	10,3	2.024,5	119,9	809,5	60,5
Zinc	11.675,4	2.657,5	81,6	1.562,7	5.846,5	2.432,7



ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

En la **Tabla 20** se muestran los resultados obtenidos para el cálculo de elementos presentes contenidos en el objetivo mínimo de recogida de RAEE en 2020, en los AEE puestos en el mercado en 2020 y en el stock estimado para España en 2020.

Elementos	Objetivo mínimo recogida 2021 [ton]	Puesto en el mercado (2020) [ton]	Stock estimado (2020) [ton]
Cobalto	30,9	44,6	377,3
Disproσιο	4,2	6,4	78,8
Oro	0,7	1,1	10,6
Indio	1,0	1,6	16,6
Neodimio	58,4	90,8	1.132,8
Plata	3,9	6,2	60,2

Tabla 20: Elementos críticos presentes en los AEE puestos en el mercado y en el stock estimado para España en 2020. A partir de datos de MITECO y Urban Mine Platform.

Encontramos que actualmente habría 16,6 toneladas de indio y 60,2 de plata contenidas en el stock estimado de AEE para España en 2020. En el objetivo mínimo de recogida de RAEE establecido para el año 2021, se encontrarían contenidas 4,2 toneladas de disprosio, 58,4 de neodimio y 30,9 de cobalto. En la **Figura 11** mostramos gráficamente en qué categorías de AEE se encuentran presentes diferentes metales para el stock estimado español en 2020.

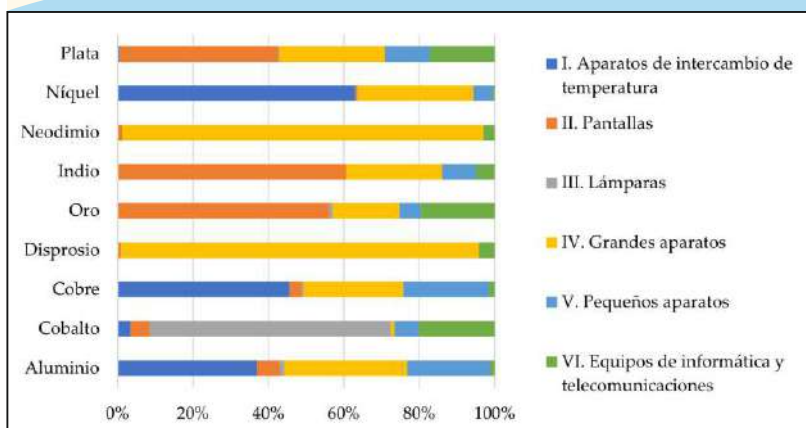
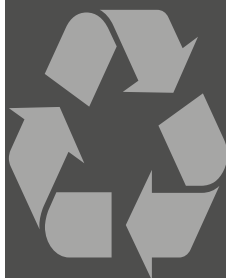


Figura 11: Distribución porcentual de la presencia de los diferentes elementos en las categorías de RAEE según las estimaciones de stock para España en 2020.

13 III A	14 IV A
B Boron 10,81	C Carbon 12,01
13 Al Aluminium 26,9815	14 Si Silicon 28,085
31 Ga Gallium 69,723	32 Ge Germanium 72,63
49 In Indium 114,818	50 Sn Tin 118,710
81 Tl Thallium 204,38	82 Pb Lead 207,2





ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

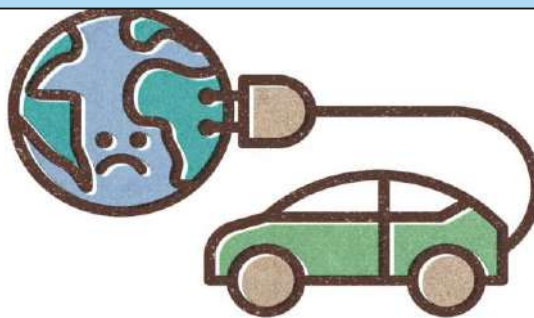
De esta forma vemos como la mayoría del indio y del oro están presentes en las pantallas, y prácticamente la totalidad del neodimio y el disprosio están en la categoría 6 de grandes aparatos. Estas cifras se corresponden a los AEE actualmente en funcionamiento en el conjunto de la economía del Estado español. La vida útil de estos dispositivos varía mucho entre las diferentes categorías y productos concretos. Sin embargo, en la mayor parte de los casos, podemos considerar que los aparatos actualmente en funcionamiento habrán llegado al final de su vida útil en 2030. Por lo tanto, los materiales que están contenidos en ellos podrían estar disponibles para su recogida, separación, tratamiento y aprovechamiento para otros usos y tecnologías que formen parte del proceso de transición ecológica.

5.4. Materiales presentes en stock y potencial de recuperación

A partir del análisis de estas tres fuentes de minería urbana (baterías, vehículos y AEE), podemos obtener la cantidad total de metales presentes en el flujo de residuos y en el stock estimado. Las cantidades presentes en el stock no representan aquellas de las que se puede disponer de forma inmediata, pues ello supondría desmantelar aparatos y dispositivos que están actualmente en funcionamiento. El tiempo de vida útil de las diferentes tecnologías analizadas varían entre unas y otras. Los modelos actuales de móviles se estima que duran entre 2 y 5 años, las baterías entre 5 y 8 años y los coches 14 años.

La intención de nuestro análisis es comparar la cantidad de metales presentes en el stock de 2020 con la demanda de metales entre 2020 y 2030. Por tanto, consideramos que esto nos da una magnitud aproximada de aquellos dispositivos que están actualmente en funcionamiento, pero dejarán de estarlo en algún momento de la próxima década. Por tanto, los elementos presentes en ellos podrán ser recuperados para la expansión de las tecnologías necesarias para el proceso de descarbonización y transición energética.

El tiempo de vida útil de las diferentes tecnologías analizadas varían entre unas y otras. Los modelos actuales de móviles se estima que duran entre 2 y 5 años, las baterías entre 5 y 8 años y los coches 14 años.





ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

En la **Tabla 21** presentamos la cantidad en toneladas de elementos presentes en el stock y en los residuos estimados para 2020 en España.

Elementos	Residuos 2020 [ton]	Stock estimado 2020 [ton]
Aluminio	164.905,4	3.049.531,1
Cobalto	263,8	2.105,4
Cobre	57.341,2	944.302,3
Disproσιο	21,1	307,8
Oro	3,3	55,7
Indio	1,7	18,8
Hierro	1.300.516,1	21.767.257,9
Litio	82,0	640,1
Neodimio	205,0	3.442,4
Niquel	7.434,1	94.325,8
Platino	4,2	77,1
Plata	20,4	350,7
Estaño	265,0	2.413,6
Tungsteno	173,5	1.735,4
Zinc	5.687,5	66.272,2

Tabla 21: Cantidad y distribución de elementos presentes en el stock estimado de baterías, vehículos y AEEs en España para el año 2020.

**Los datos de utilizados para los residuos de AEE son los correspondientes a las toneladas puestas en el mercado en 2020.*

En la **Figura 12** se muestra en cuál de los tres productos analizados se encuentran los elementos estudiados para el stock estimado para España en 2020.

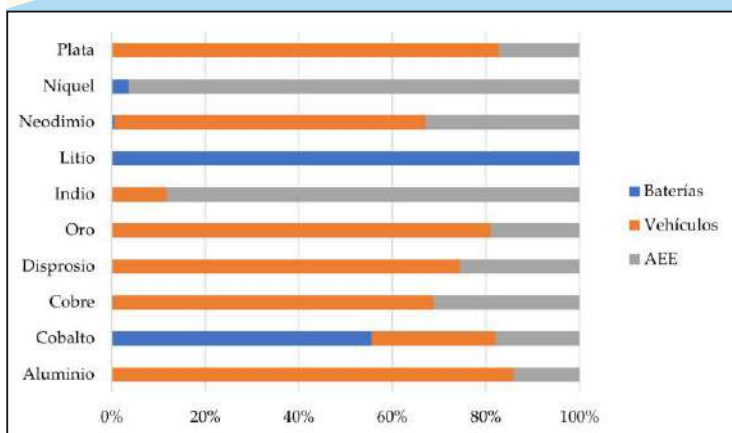
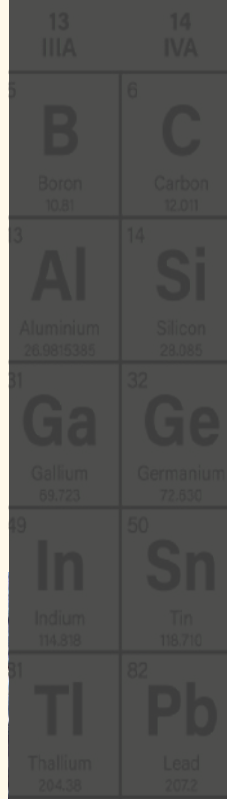
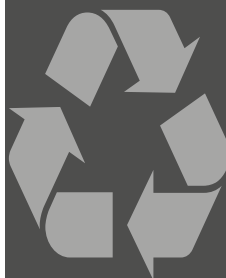


Figura 12: Distribución porcentual de la presencia de los diferentes elementos entre los productos de baterías, vehículos y AEE presentes en el stock estimado para España en 2020.





ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA



Para estimar qué cantidad de estos elementos entra a los cauces oficiales de gestión de residuos determinaremos las tasas de recogida para cada una de las tecnologías. En el caso de las baterías, suponemos el cumplimiento de los objetivos mínimos de recogida establecidos por el Real Decreto 106/2008.⁴⁰ Para ello debemos adaptar los valores de diferentes tipos de baterías a las categorías de baterías portátiles, de automoción e industriales establecidas en esta normativa. Lo hacemos a partir de la distribución de usos en diferentes dispositivos según los datos de Urban Mine Platform. Multiplicando esta distribución por los objetivos de recogida obtendremos la tasa de recogida para cada tipo de batería. La **Tabla 22** muestra el cálculo de la tasa de recogida para los diferentes tipos de baterías analizadas.

Tipo de baterías	Usos portátiles [%]	Usos industriales [%]	Usos automoción [%]	Tasa recogida calculada [%]
Recargable ion-litio	80	12,5	7,5	56,1
Níquel-cadmio	33	67	0	82,2
Níquel-hidruro metálico	75	25	0	55,0
Zinc*	100	0	0	50,0

Tabla 22: Cálculo de la tasa de recogida de baterías a partir de la distribución de usos y de los objetivos mínimos de recogida establecidos en RD 106/2008.

**Estimamos que todas las baterías de zinc se utilizan en usos portátiles.*

En el caso de los vehículos, consideramos una tasa de recogida del 75 %, equivalente a la reportada en los datos de Eurostat para 2018.⁴¹

Por último, en el caso de los AEE, tomaremos la referencia de un objetivo mínimo de recogida del 65% establecido por el MITECO para 2021⁴² y calculado a partir de los AEE puestos en el mercado en los tres años anteriores. Tomamos esta tasa como estimación de la cantidad de RAEE que podríamos obtener del stock a partir de la actual configuración del sistema de recogida.

⁴⁰Real Decreto 106/2008, de 1 de febrero, sobre pilas y acumuladores y la gestión ambiental de sus residuos.

⁴¹Véase: http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?lang=en&dataset=env_waselvt

⁴²Resolución y objetivos mínimos de recogida separada de RAEE estatales y autonómicos 2021.



ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

Con las tasas de recogida establecidas, podemos conocer qué cantidad de estos materiales podrían llegar a los cauces oficiales de gestión de residuos. Y, por lo tanto, cuál es el actual potencial de recuperación. En la **Tabla 23** se presentan las cantidades en toneladas obtenidas para el potencial de recogida tanto en residuos como en stock estimado.

Elementos	Potencial en residuos (2020) [ton]	Potencial en stock (2020) [ton]	Potencial de recogida [%]*
Aluminio	118.882,7	2.244.111,2	73,6
Cobalto	158,8	1.318,3	62,6
Cobre	39.672,7	678.355,2	71,8
Disproσιο	15,1	223,0	72,4
Oro	2,3	40,7	73,1
Indio	1,1	12,5	66,2
Hierro	929.040,6	15.860.548,8	72,9
Litio	46,0	359,1	56,1
Neodimio	143,6	2.464,9	71,6
Niquel	4.671,3	61.176,3	64,9
Platino	3,1	57,8	75,0
Plata	14,5	257,0	73,3
Estaño	693,5	1.568,8	65,0
Tungsteno	106,7	1.128,0	65,0
Zinc	3.491,5	43.941,7	66,3

Tabla 23: Potencial de recogida para los materiales contenidos en los residuos anuales de baterías, vehículos y AEE en los residuos y en el stock estimado para España en 2020.

**Calculado sobre el stock.*

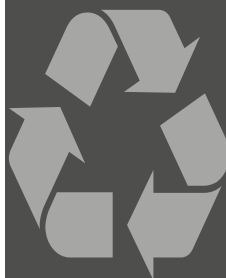
Obtenemos un potencial de recogida calculado sobre el stock superior al 50% para todos los elementos. Esto quiere decir que la mayoría los elementos presentes en el stock estimado y en el flujo de residuos entran a los cauces oficiales de gestión de residuos. **Si no se recuperan y reciclan es por los procesos de tratamiento efectuados a los residuos recogidos, pero existiría la potencialidad de hacerlo.**

En la **Tabla 24** comparamos los resultados obtenidos para el potencial en stock de baterías, vehículos y AEE con respecto a la demanda de minerales para la fabricación de los vehículos eléctricos, paneles fotovoltaicos y aerogeneradores entre 2020 y 2030 según el PNIEC.



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10,8	C Carbon 12,01
13 Al Aluminum 26,98	14 Si Silicon 28,09
31 Ga Gallium 69,72	32 Ge Germanium 72,64
49 In Indium 114,82	50 Sn Tin 118,71
81 Tl Thallium 204,38	82 Pb Lead 207,2





ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA



Tabla 24: Demanda de determinados minerales entre 2020 y 2030 para la fabricación de las tecnologías fotovoltaicas, eólicas y de vehículos eléctrico en España.

Elementos	Demanda para vehículos eléctricos, solar fotovoltaica y eólica 2020-2030 [ton]	Potencial en stock de baterías, vehículos y AEE en 2020 [ton]	Potencial en stock / Demanda [%]
Plata	3.589	257	7,2
Oro	0,7	40,7	5.814
Cobalto	15.936	1.318	8,3
Cobre	493.434	678.355	137,5
Disproσιο	724,6	223	30,8
Indio	143,8	12,5	8,7
Litio	13.170	359,1	2,7
Neodimio	3.986	2.465	61,8
Níquel	97.550	61.176	62,7

Los resultados obtenidos varían según los diferentes elementos. Para algunos de ellos, el stock de los tres ámbitos analizados (baterías, vehículos y RAEE) apenas representa un pequeño porcentaje de la demanda prevista, como en el caso de la plata (7,2 %), el cobalto (8,3 %), el indio (8,7 %) o el litio (2,7 %). Sin embargo, para otros minerales el stock supone un porcentaje considerable de la demanda, como en el caso del disprosio (30,8 %), el neodimio (60,7 %) o el níquel (62,7 %).

Así mismo, en el caso del oro y del cobre, la cantidad de estos metales contenida en el stock de baterías, vehículos y AEE supera a la demanda prevista para la fabricación de las tecnologías de transición analizadas, con un **5814 % y 137,5 %, respectivamente**. Los porcentajes para todos los elementos aumentarían si a los tres ámbitos analizados se añadiesen las restantes posibilidades de minería urbana, minería de vertedero y otras formas de minería de residuos, para los que actualmente se carece de datos.

En las **Figuras 13, 14 y 15** se representan los flujos de metales que potencialmente se podrían obtener a partir de procesos de minería urbana y de las cantidades demandadas por las tecnologías de transición analizadas, entre 2020 y 2030 para España. Presentamos de forma separada el cobre, neodimio y



ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

níquel debido a la mayor magnitud de sus flujos, lo cual distorsionaría una visualización conjunta.

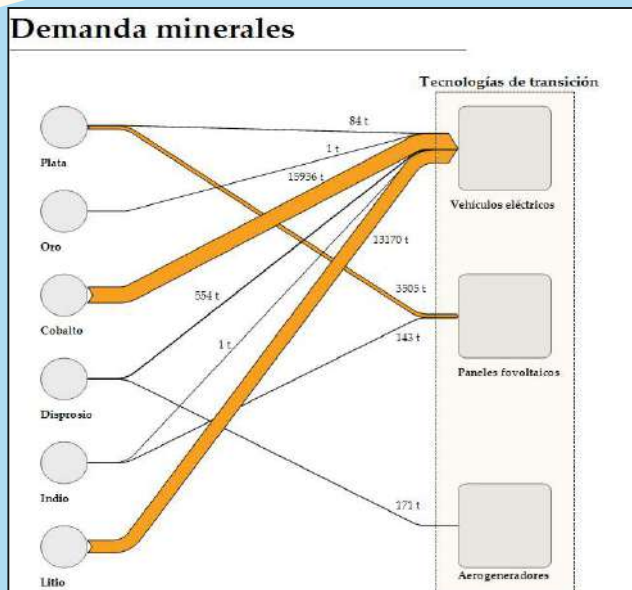
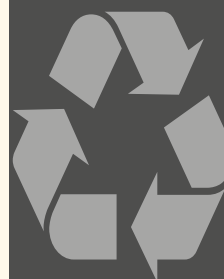


Figura 12: Representación de la cantidad estimada de plata, oro, cobalto, disproso, indio y litio contenido en el stock de vehículos, baterías y AEE en España en 2020 que potencialmente podría ser recogido.

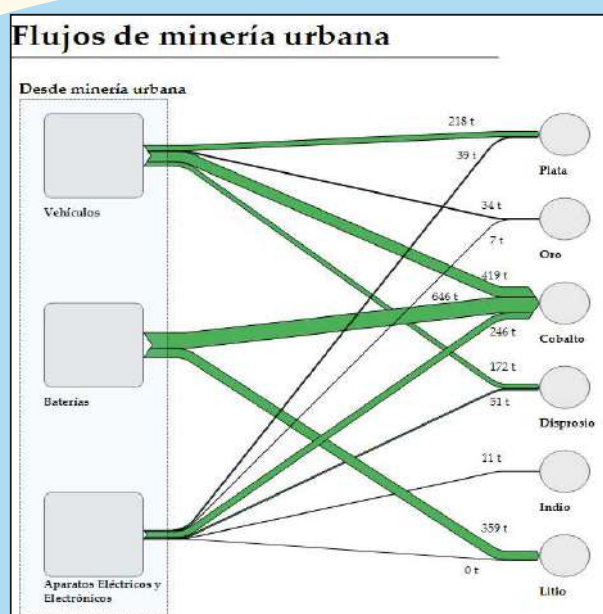
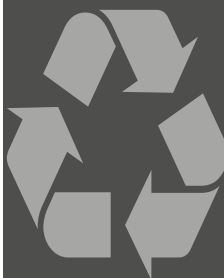


Figura 13: Representación de la cantidad estimada de plata, oro, cobalto, disproso, indio y litio demandada para la fabricación de vehículos eléctricos, paneles fotovoltaicos y aerogeneradores en España entre 2020 y 2030.

13 III A	14 IV A
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminium 26.9815385	Si Silicon 28.0855
Ga Gallium 69.723	Ge Germanium 72.630
In Indium 114.818	Sn Tin 118.710
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2

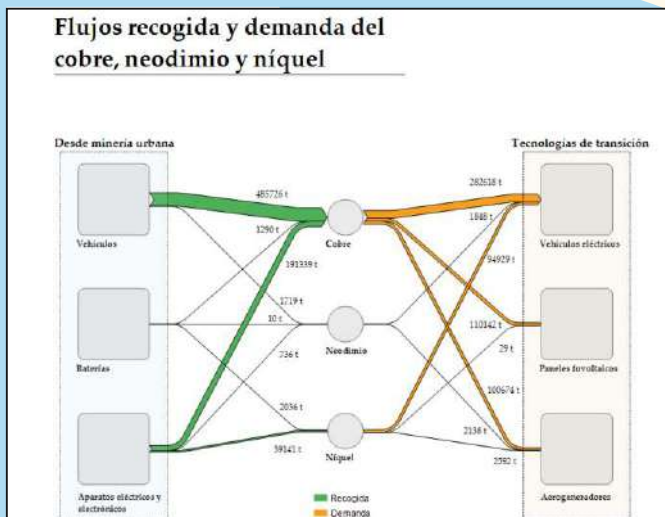




ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

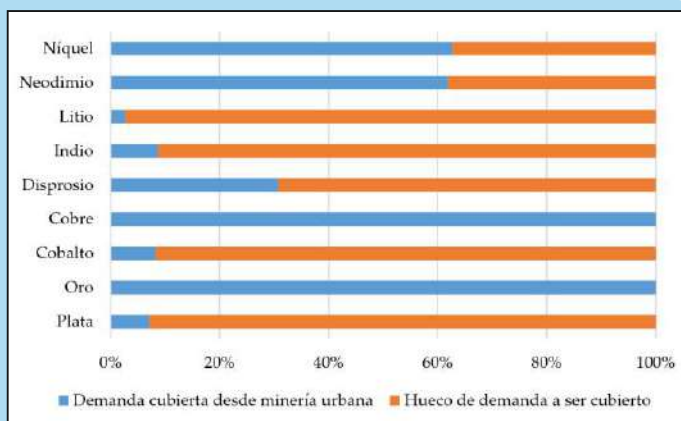


Figura 14: Representación de las cantidades estimadas de cobre, neodimio y níquel que potencialmente podrían ser recuperados a partir de procesos de minería urbana junto a las cantidades demandadas por las tecnologías de transición en España entre 2020 y 2030.



Estas figuras nos permiten visualizar de forma clara cómo es la fabricación de vehículos eléctricos la tecnología de transición considerada por el PNIEC 2021-2030 que mayor cantidad y variedad de minerales críticos demanda. Podemos observar en ellas también la diferencia entre los flujos de cantidades recogidas y demandadas. En la **Figura 16** se muestra de forma gráfica qué fracción de la demanda de cada uno de estos elementos en el proceso de transición energética podría ser cubierto a partir de la minería urbana del stock de dispositivos analizados.

Figura 16: Porcentaje de la demanda de minerales entre 2020 y 2030 derivada de la fabricación de tecnologías fotovoltaicas, eólicas y de vehículos eléctricos que podría ser cubierta a partir de la minería urbana del stock actual de vehículos, baterías y AEE.





ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

Para comprender mejor la información es importante diferenciar de qué tecnologías proviene la demanda de cada uno de los elementos. Esto es algo que podemos hacer a partir de la comparación con la **Figura 7**, o de las **Figuras 13, 14 y 15**. Los huecos de demanda más importantes a ser cubiertos son los correspondientes al litio y el cobalto. El conjunto de la demanda de estos elementos se debe a la fabricación de vehículos eléctricos entre 2020 y 2030. Otro hueco de demanda significativo es el correspondiente al indio y a la plata, cuya demanda se encuentra en la fabricación de tecnologías fotovoltaicas.

La ausencia de suficientes recursos minerales que puedan ser recuperados a partir de minería urbana para cubrir la demanda de las tecnologías de transición supone un riesgo, pues la consecuencia lógica sería un incremento de la minería primaria, con los impactos socioecológicos que ello conlleva. Sin embargo, en estos casos concretos podemos entrar a discutir cómo esta consecuencia no es la única opción.

En el caso de la movilidad, la extensión del vehículo eléctrico no es la única forma de avanzar hacia una descarbonización. Confrontar con la narrativa de la movilidad eléctrica y defender la extensión masiva de un modelo de transporte basado en desplazamientos a pie, en bicicleta y en el transporte público,⁴³ junto a una reducción general de las necesidades de movilidad a partir de una reconfiguración urbana (Bayas, Bregolat, 2021) y de ordenamiento territorial nos permite aliviar la demanda de minerales como litio e indio para la fabricación de vehículos eléctricos.

En el caso del indio, la demanda se debe a la fabricación de tecnologías fotovoltaicas de película fina tipo CIGS, que hemos considerado que serían el 1% del total. Vistos los resultados obtenidos y el enorme hueco de demanda a ser cubierto, valdría la pena cuestionar la necesidad real que existe para la extensión de este tipo de tecnología. Pues demanda un elemento crítico que apenas podría ser recuperado mediante procesos de minería urbana. Existiendo otras tecnologías fotovoltaicas basadas en recursos más abundantes no tiene sentido mantener esta tecnología con el riesgo de requerir un incremento de la minería primaria.

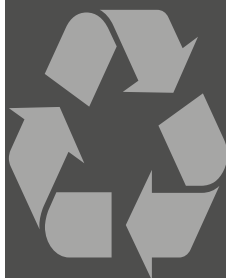
El caso de la plata es más complejo, pues su demanda se encuentra impulsada fundamentalmente por la fabricación de paneles fotovoltaicos de silicio cristalino. Siendo esta tecnología la que estaría basada en los recursos



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



⁴³Véase el documento de posición de Ecologistas en Acción "El vehículo eléctrico en el contexto de la descarbonización del transporte". Disponible en: https://www.ecologistasenaccion.org/wp-content/uploads/2019/11/posicionamiento-vehiculo_electrico_2019.pdf



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminum 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2

ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

abundantes que acabamos de mencionar. En este sentido, las estrategias para aliviar la demanda y reducir el hueco en la demanda que observamos se podrían resumir en dos. Por un lado, se podrían aumentar las fuentes de recursos secundarios. En este análisis hemos tenido en cuenta únicamente la minería urbana sobre el stock de vehículos, baterías y AEE. Pero la plata está contenida también en otros productos.

Por ejemplo, en 2018 y a nivel global, el 21 % de la plata utilizada fue destinada a la joyería. Ampliar el foco de la recuperación de plata hacia estos usos permitiría aumentar la cantidad de recursos secundarios. Por otro lado, existen diferentes posibilidades para reducir o eliminar el uso de plata en la fabricación de paneles fotovoltaicos de silicio cristalino. Estas opciones se presentan en la sección 6.1.7 de este informe. Estas opciones deberían ser examinadas y desarrolladas, aunque supongan una pérdida de eficiencia, para aliviar el hueco de demanda que observamos.

Por último, cabe mencionar que hemos analizado únicamente la demanda de materiales correspondiente a la fabricación de tecnologías fotovoltaicas, eólicas y de vehículos eléctricos. Obviamente, en la economía del Estado español, hay muchas otras actividades que también demandan estos materiales. Únicamente en el marco de la transición energética, los enfoques institucionales actuales, consideran también el incremento de redes de transporte eléctrico.⁴⁴ Si consideráramos la demanda asociada a estos nuevos proyectos de líneas eléctricas de alta tensión, los resultados optimistas que hemos obtenido para el caso del cobre podrían cambiar sustancialmente.

Un análisis completo requeriría contemplar todos estos factores, así como las dinámicas de digitalización, que pueden tener un altísimo impacto sobre la demanda de energía y de minerales críticos (Almazán, 2021). Pero esta primera aproximación nos permite identificar cuáles son los mayores huecos de demanda que no pueden ser cubiertos a partir de procesos de minería urbana. Así como aquellos elementos de los cuales podríamos obtener una fracción muy significativa de la demanda asociada a las tecnologías de transición consideradas a partir de la minería urbana.

En cualquier caso, debemos señalar que las cifras de potencial de recogida de minerales no son equivalentes a la cantidad de dichos elementos que estarían disponibles para la fabricación de nuevas tecnologías. Eso significaría que el



Las dinámicas de digitalización, que pueden tener un altísimo impacto sobre la demanda de energía y de minerales críticos (Almazán, 2021).

⁴⁴Audiencia e información pública a las Administraciones Públicas afectadas y a personas interesadas, sobre los trámites sustantivo y ambiental de la propuesta de planificación de la red de transporte de energía eléctrica para el periodo 2021-2026. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: Madrid, 2021



ANÁLISIS DEL POTENCIAL DE LA MINERÍA URBANA EN ESPAÑA

100% de lo recogido es separado, procesado y reciclado. Lo cual no está ocurriendo. Estos valores sirven entonces como una referencia superior, el potencial máximo. En la **Figura 18** se muestra una representación gráfica de las diferencias que existen entre la cantidad de materiales presentes en cada fase de la minería urbana.



Figura 18:
Representación esquemática de las pérdidas de materiales en el proceso de recuperación a partir de productos al final de su vida útil.E.

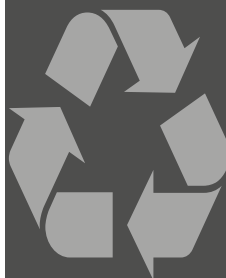
Para aumentar lo más posible la cantidad de materiales recuperados y aptos para la fabricación de nuevos productos debe avanzarse en dos sentidos. Por un lado, debe aumentarse la cantidad de materiales recogidos en canales oficiales. Por otro lado, deben desarrollarse e implantarse de forma sistemática procesos de reciclaje que recuperen los elementos más críticos a partir de todos estos dispositivos.

En el siguiente capítulo de este informe entramos a describir el estado actual del reciclaje y la sustitución para los elementos y tecnologías estudiadas.



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminum 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2

ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

En esta sección nos centramos en el análisis de la situación de diez metales concretos. Realizamos especial énfasis en seis de ellos por su papel crítico en los escenarios de transición energética: cobalto, indio, litio, plata, neodimio y disprosio. Realizamos una aproximación más superficial a los otros cuatro: cobre, estaño, níquel y tungsteno. En este análisis evaluamos el papel que juegan estos minerales en las diferentes tecnologías utilizadas para la descarbonización de la economía y la transición energética, presentamos la situación actual de su reciclaje y repasamos algunas opciones de la sustitución de estos elementos en determinados dispositivos. En segundo lugar, presentamos el análisis concreto del reciclaje de baterías, paneles fotovoltaicos y RAEE.

Antes de ello, introduciremos algunos conceptos y desarrollaremos algunas consideraciones necesarias para aproximarnos a los minerales que vamos a analizar y los procesos de reciclaje necesarios para lograr su recuperación.

6.1. Indicadores y consideraciones generales sobre el reciclaje de metales

6.1.1. Tasa de aportación de reciclaje al final de la vida útil, extracción y reservas

En primer lugar, introduciremos el concepto de un indicador clave para medir las tasas de reciclaje de diferentes elementos. Se trata de la tasa de aportación de reciclaje al final de la vida útil (TAR-FVU), o EOL-RIR por sus siglas en inglés (End-of-life recycling input rate) (Talens Peiro et al., 2018). Este indicador mide qué porcentaje del material que entra al proceso de producción procede del reciclaje de chatarra y residuos derivados del tratamiento de productos que han llegado al final de su vida útil (chatarra vieja). No tiene en cuenta los residuos generados en el proceso de fabricación (chatarra nueva).

Este indicador considera los materiales reciclados como una contribución al total de los insumos en la economía de un elemento concreto. Se encuentra determinado por dos factores. En primer lugar, la variación sobre la demanda de materias primas. En segundo lugar, la cantidad de materiales disponibles en los residuos para ser reciclados. Si la demanda aumenta considerablemente, aunque se dé un incremento en el reciclaje de los productos que llegan al fin de su vida útil, el valor del TAR-FVU descenderá. Esto ocurre especialmente en aquellos materiales utilizados para las tecnologías relacionadas con la transición ecológica.

Así mismo, el factor temporal también puede distorsionar la interpretación de este indicador. En los casos en los que un determinado material está siendo recientemente integrado en productos que tienen una larga vida útil, el TAR-





ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

FVU será bajo a pesar de un elevado y eficiente reciclaje de los residuos. De forma equivalente, lo mismo ocurre en el caso contrario. En el caso de un determinado material presente en productos que han reducido drásticamente su demanda, presentará un alto valor de TAR-FVU.

Existen datos específicos de la Unión Europea en 2019 para las tasas de aportación de reciclaje al final de la vida útil de diferentes elementos.⁴⁵

A nivel mundial, el PNUMA estimó en 2011 las tasas de reciclado al final de la vida útil (EOL-RR por sus siglas en inglés End-of-life recycling rate) de la mayor parte de elementos de la tabla periódica (UNEP, 2011). Este indicador, sin embargo, no sigue la misma metodología que el TAR-FVU. El EOL-RR es considerado en la Unión Europea como un indicador complementario al TAR-FVU que permite conocer el grado de eficiencia de las industrias de reciclado (Talens Peiro et al., 2018). Esta tasa recoge la cantidad de materiales secundarios recuperados y reciclados funcionalmente al final de su vida útil en comparación con las cantidades totales de residuos generados.

Sin embargo, a nivel del Estado español, no existen datos específicos al respecto de ninguno de estos indicadores. Esto obstaculiza el seguimiento del reciclaje de minerales críticos dentro de nuestras fronteras. Los análisis de flujos materiales y los indicadores de reciclado forman parte de una contabilidad necesaria para avanzar hacia una mejor gestión y aprovechamiento de los recursos minerales secundarios (Blengini et al., 2017).

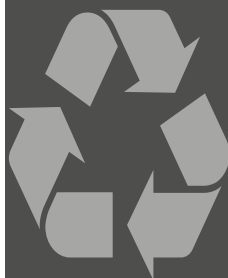
Por otro lado, nos parece interesante presentar estos datos junto a los años en los que se estima que se supere el pico de extracción de estos metales según la curva de Hubbert basada en los recursos (Calvo, Valero, Valero, 2017). Los recursos geológicos se definen como la concentración de material que ocurre naturalmente en la corteza terrestre en tal forma y cantidad que la extracción económica de un producto es potencialmente factible (USGS, 1980). Se tratan de la máxima cantidad disponible de un determinado mineral. Las reservas geológicas, por su parte, se definen como el recurso demostrado que se puede extraer de forma económica en un momento determinado. La cantidad de recursos es superior a la cantidad de reservas. Por tanto, el pico de extracción basado en recursos ocurre en un momento posterior al pico de extracción basado en las reservas. Los años de pico de extracción mostrados son obtenidos considerando un escenario tendencial en el que se mantenga el crecimiento exponencial observado en las últimas décadas.



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



⁴⁵Véase: https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/cej_srm010_esmsip2.htm



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES



En la **Tabla 25** presentamos los valores de las tasas de aportación de reciclaje al final de la vida útil y el año del pico de extracción basado en recursos de los 10 elementos analizados, junto a las de otros metales con gran importancia, como el aluminio, el hierro y el zinc.

Tabla 25: Valores de la tasa de entrada de reciclaje al final de la vida útil y año estimado para el pico de extracción.

* Según Calvo, Valero, Valero (2017).

** Datos de TAR-FVU a partir de Talens Peiro et al. (2018).

El resto de los valores de TAR-FVU a partir de Eurostat⁴⁶.

Elementos	TAR-FVU	Pico de extracción basado en recursos *
Aluminio	12,3	2084
Cobalto	22,1	2142
Cobre	16,9	2072
Disprobio	0,0	2219
Estaño **	11	2086
Indio	0,1	2032
Hierro	31,5	2091
Litio	0,1	2037
Neodimio	1,3	2105
Níquel	17,0	2033
Plata **	24	2022
Tungsteno	42,0	-
Zinc	31,0	2061

Por último, podemos complementar esta información con las tasas actuales de extracción anual, así como los datos de reservas y recursos estimados. En la **Tabla 26** presentamos los valores que recoge el Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS) en su informe anual de 2021.

Tabla 26: Datos de extracción anual en 2020, reservas y recursos estimados, así como país productor principal en la actualidad de diferentes minerales. Valores de USGS (2021).

* Valores de refinación.
ND: No hay datos

Elementos	Extracción en 2020 [kton]	Reservas [kton]	Recursos [kton]	Productor principal
Cobalto	140	7.100	25.000	RD Congo – 68%
Cobre	20.000	870.000	2.100.000	Chile – 29%
Estaño	270	4.300	ND	-
Indio *	0,9	ND	ND	China – 56%
Litio	82	21.000	86.000	Australia – 49%
Níquel	2.500	94.000	300.000	Indonesia – 30%
Plata	25	500	ND	México – 22%
Tierras raras	240	120.000	ND	China – 58%
Tungsteno	84	3.400	ND	China – 82%



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

Los datos de reservas y recursos son estimaciones con un cierto grado de incertidumbre, y en los últimos años han sufrido modificaciones. A pesar de ello, nos dan una idea y un orden de magnitud de la disponibilidad geológica de estos minerales críticos. Visto en conjunto con los picos de extracción presentados en la **Tabla 25**, podemos hacernos una idea de cuáles de estos minerales son más susceptibles de sufrir limitaciones en el suministro durante los próximos años y décadas. A partir de esta tabla podemos también hacernos una idea de en qué países se ubica la mayor parte de la extracción actual de estos minerales, lo cual tiene unas consecuencias geopolíticas clave.

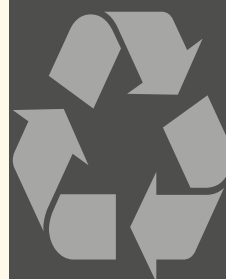
6.1.2. Consideraciones sobre reciclado: la rueda del metal

En la **Tabla 25** hemos visto cómo el reciclaje de elementos como el disprosio, el indio, el litio o el neodimio es prácticamente residual. En el capítulo 5 de este informe hemos visto cómo la cantidad de estos metales contenido en stock de baterías, vehículos y AEE que podría ser recogido entre 2020 y 2030 asciende hasta las 223, 13, 359 y 2465 toneladas respectivamente. Sin embargo, como señalábamos en la **Figura 17**, estas cifras no se corresponden con las cantidades de estos minerales que podríamos emplear para la fabricación de nuevas tecnologías para la transición energética. No debemos caer en el error de pensar que el reciclaje de estos minerales es un proceso sencillo, pues es más bien lo contrario.

En la mayoría de los casos, este tipo de metales está contenido en cantidades muy pequeñas en componentes determinados de los dispositivos. En otros muchos casos, algunos de estos elementos están presentes en aleaciones junto a otros metales. En ambos casos, lograr una separación y reciclaje efectivos exige un proceso complejo. Dado el bajo coste económico de los minerales obtenidos a partir de extracción primaria, la falta de rentabilidad económica hace que esta recuperación no se suele llevar a cabo.

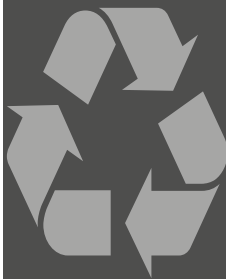
Cuando un dispositivo que contiene elementos como disprosio, indio, litio o neodimio llega al final de su vida útil y llega a una planta de reciclaje, se somete primero a un proceso de separación física. Así se logra diferenciar la fracción de plásticos, la fracción férrica y la fracción no férrica. A partir de los procesos físicos de separación, se logran recuperar los metales férricos, el aluminio y el cobre.

Para recuperar los minerales críticos será necesario aplicar un proceso metalúrgico. El proceso metalúrgico que se elija seguir es crucial para los resultados de la recuperación de minerales críticos. Esto es algo que se explica con la "rueda del metal" desarrollada por Markus Reuter y colaboradores



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

(Verhoef, Dijkema, Reuter, 2008). En la **Figura 19** se puede observar la representación de este concepto.

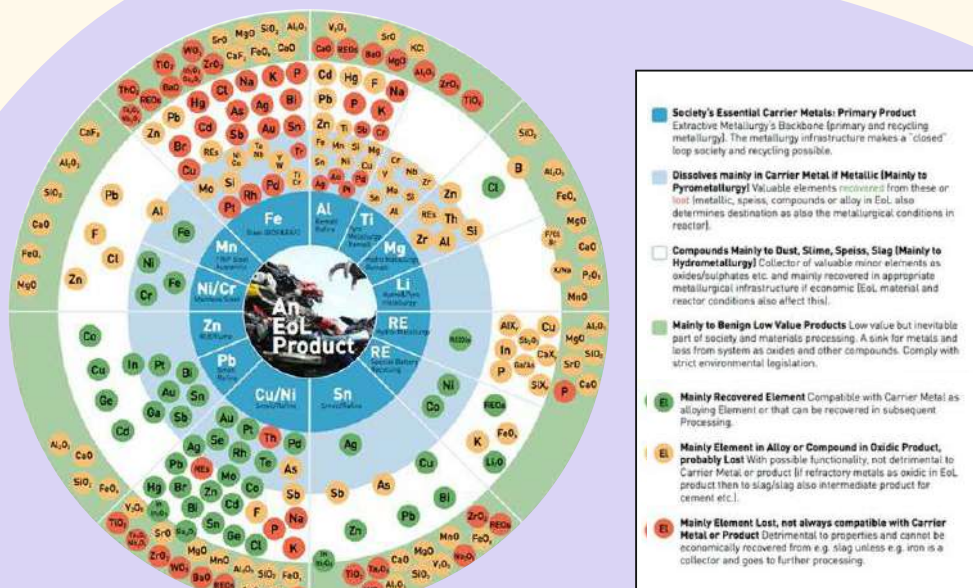


Figura 19: Rueda de los metales que muestra la diferencia de procesamiento metalúrgico de distintos metales. En verde aparecen los elementos que se suelen recuperar, en amarillo los que terminan en escorias o aleaciones con cierta funcionalidad y en rojo aquellos que se pierden. Extraída de Bundgaard, Remmen (2018), basado en Reuter, Schaik, Ballester (2018).

La rueda del metal diferencia entre las rutas metalúrgicas que pueden seguirse en los procesos de reciclaje. Según si se elija una u otra, habrá algunos elementos que se recuperarán y otros que se perderán. Se diferencia entre 10 grupos metalúrgicos distintos: hierro y acero, aluminio, titanio, magnesio, litio, tierras raras, estaño, cobre y zinc, zinc y plomo, así como manganeso, níquel y cromo. Al elegir una de estas rutas, se recuperarán los metales principales y los elementos menores que aparecen en verde en la figura. Los elementos en amarillo acabarán contenidos en aleaciones o escorias, de forma que no mantendrán su funcionalidad inicial. Los elementos que aparecen en rojo, serán perdidos. Esto implica que cuando se recicla un producto debe decidirse cuáles son los metales que se quieren recuperar para así poder aplicar la ruta metalúrgica necesaria para ello.

Lo que ocurre en la mayoría de los casos es que la fracción resultante de la





ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

separación física contiene de forma mezclada todos los minerales críticos que estaban presentes en pequeñas cantidades en el dispositivo original. En el caso de que se someta este conjunto a un proceso metalúrgico, gran parte de estos minerales serán perdidos, pues para recuperarlos se necesitaría una ruta diferente. Por este motivo, para evitar la pérdida de materiales es necesario desensamblar los dispositivos al máximo. Así se conseguiría que cada fracción rica en unos metales concretos sea sometida a la ruta metalúrgica que permite lograr la máxima recuperación posible (UNEP, 2013).

6.2. Reciclaje, recuperación y sustitución materiales

Presentamos a continuación el análisis individual de cada uno de los metales seleccionados.

6.2.1. Cobalto (Co)

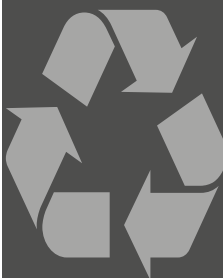
Se trata de un mineral que se obtiene como subproducto de la extracción del níquel y del cobre. El hecho de que no se extraiga de forma directa, sino a partir de otros metales base tiene una influencia fundamental sobre el suministro (Talens Peiró, Villalba Méndez, Ayres, 2013). Implica que no puede aumentarse la extracción de cobalto a un ritmo mayor que el aumento de la extracción de cobre y níquel. Dependiendo del crecimiento de su demanda, esto puede llegar a suponer un impedimento.

A nivel mundial, en 2005, las baterías ion-litio suponían el 25 % del uso del cobalto (Mathieux et al., 2017). Como consecuencia de un aumento de dispositivos electrónicos portátiles y de los vehículos eléctricos, en 2016 el 50% del cobalto se destinó a la fabricación de baterías recargables (Comisión Europea, 2020). Dentro de las baterías recargables, en 2018 el 22 % de la demanda total de cobalto se destinó al sector de la movilidad (Calvo, Valero, 2021). El segundo mayor uso del cobalto se encuentra actualmente en la fabricación de superaleaciones, la cual demanda el 18% (Comisión Europea, 2020).

Un vehículo eléctrico puede requerir entre 6 y 22 kg de cobalto por unidad (Calvo, Valero, 2021). La expansión de los vehículos eléctricos aumentará la demanda de cobalto de forma exponencial en las próximas décadas. Dicha demanda podría crecer a una tasa situada entre el 7 y el 13 % anual (Comisión Europea, 2020). Como consecuencia, se prevé que la demanda mundial de cobalto supere constantemente a la oferta a partir del año 2025 (Comisión Europea, 2020). La Agencia Internacional de la Energía (AIE) estima que la demanda mundial de cobalto para baterías de vehículos eléctricos podría pasar

13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2





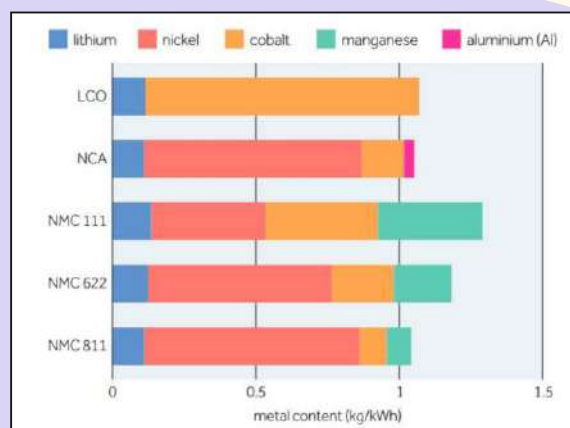
ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

desde las 17 kt de 2018 hasta entre 170 y 350 kt en 2030, según la expansión alcanzada por la movilidad eléctrica (Bunsen et al., 2019). El cobalto se utiliza para diferentes tipos de baterías recargables de ion-litio, que se pueden clasificar en tres grandes categorías:

- Óxido de litio-cobalto (LCO): Cátodo de LiCoO_2 que contiene un 60 % de Co, lo que representa el 50% del peso del cátodo. Se utiliza para teléfonos móviles, tabletas y ordenadores portátiles.
- Níquel-cobalto-óxido de aluminio (NCA): Se utiliza en vehículos eléctricos, en la industria y en dispositivos médicos.
- Níquel-manganeso-óxido de cobalto (NMC): Se utiliza en vehículos eléctricos y unidades de almacenamiento de energía.
 - NMC 111, se refiere a aquellos cátodos con una química que tiene con un átomo de manganeso y cobalto por cada uno de níquel.
 - NMC 622 se refiere a aquellos cátodos con una química que tiene dos átomos de manganeso y cobalto por cada seis átomos de níquel.
 - NMC 811, se refiere a aquellos cátodos con una química que tiene un átomo de manganeso y cobalto por cada ocho átomos de níquel.

En la **Figura 20** se muestra la intensidad material de los metales contenidos en los diferentes tipos de baterías recargables de ion-litio. De esta forma vemos cómo son las baterías LCO las que requieren una mayor cantidad de cobalto por unidad de kWh de energía almacenada, seguidas por las NMC 111.

Figura 20: Cantidad de litio, níquel, cobalto, manganeso y aluminio contenidos en los diferentes tipos de baterías recargables de ion-litio de vehículos eléctricos. Extraída de Yugo, Soler (2019). Las baterías de tipo LCO, usadas principalmente en electrónica, están siendo reemplazadas por las de tipo NMC, con un contenido del 10-30% de cobalto, las NCA, con un 14% de cobalto y las LFP, que no contienen cobalto (Alves Dias et al., 2018).. Extraída de Bundgaard, Remmen (2018), basado en Reuter, Schaik, Ballester (2018).





ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

La tendencia entre los fabricantes de vehículos eléctricos es hacia un mayor uso de baterías de ion-litio. Los vehículos híbridos, que habían utilizado tradicionalmente la tecnología de baterías NiMH, están incorporando baterías de ion-litio. Esto se debe a su mayor densidad energética que permite alcanzar una mayor autonomía.

Actualmente, la tecnología de baterías más usada para vehículos eléctricos es la NMC 111, ocupando un 42 % de la cuota de mercado (Alves Dias et al., 2018). Las previsiones apuntan hacia una reducción del uso de cobalto en las baterías de vehículos eléctricos a partir de la sustitución de las actuales tecnologías hacia los cátodos NMC 622 y NMC 811 (Alves Dias et al., 2018). La Agencia Internacional de la Energía considera un reparto entre los diferentes tipos de baterías recargables de ion litio para vehículos eléctricos en 2030 de 10 % NCA, 40 % NMC 622 y 50 % NMC 811 (Bunsen et al., 2019).

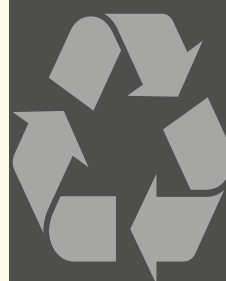
Sustitución:

El níquel es el principal sustituto del cobalto en la mayoría de sus aplicaciones. Es posible sustituir el cobalto de las baterías de ion-litio por níquel y manganeso, aunque la estabilidad térmica puede verse comprometida (Alves Dias et al., 2018). Existen diferentes tecnologías de baterías que pueden sustituir a las baterías que contienen cobalto. En primer lugar, se pueden emplear baterías NiCd o NiMH sin contenido en cobalto.

En segundo lugar, las baterías recargables de ion-litio LCO, NMC y NCA pueden ser sustituidas por otros tipos, como la batería de litio-ferrofosfato (LFP: LiFePO_4) o la de litio-óxido de manganeso (LMO: LiMn_2O_4) (Alves Dias et al., 2018). La opción de sustitución más viable actualmente en baterías sin contenido en cobalto para la automoción eléctrica son las LFP.

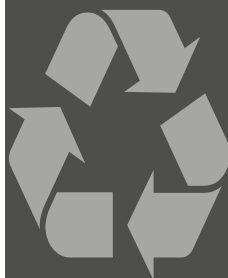
Otras opciones encuentran dificultades asociadas a la capacidad de almacenamiento, la potencia, los tiempos de carga o las inestabilidades térmicas. En el caso de la sustitución con baterías LMO, NiCd o NiMH sin cobalto, el rendimiento obtenido es inferior a aquellas baterías que contienen cobalto. En el caso de la sustitución con baterías LFP existe una pequeña pérdida de rendimiento y requieren un mayor peso y tamaño para igualar a la capacidad de almacenamiento de las baterías NMC.

Estas deficiencias de las baterías LFP se consideran asumibles en la búsqueda de alternativas no dependientes del uso de cobalto. En todos los casos, el coste económico de la sustitución es menor a la batería con contenido de cobalto.



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2

ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

Reciclaje:

Se calcula que el 22,1 % del cobalto consumido en la Unión Europea en 2019 procede del reciclaje de dispositivos que llegan al final de su vida útil (TAR-FVU).⁴⁷

Existen algunos usos del cobalto que son disipadores, como los pigmentos, las cerámicas y las pinturas, de forma que el material no puede ser recogido y reciclado (Alves Dias et al., 2018). Pero, las aplicaciones mayoritarias del cobalto, como las aleaciones, baterías y catalizadores sí que pueden ser recicladas.

En el caso de las aleaciones estaríamos hablando de infrareciclaje o reciclaje no-funcional, pues el contenido de cobalto resultante del proceso de reciclaje únicamente es apto para su uso en aplicaciones de menor calidad que el producto original.

El mayor potencial de reciclaje de cobalto se encuentra en las baterías de los vehículos eléctricos. Sin embargo, debido a la vida útil que tienen estos vehículos y su reciente incorporación a la flota automovilística, solo se dispondrá de cantidades significativas de cobalto secundario a partir de esta fuente a partir de 2025 (Comisión Europea, 2020).

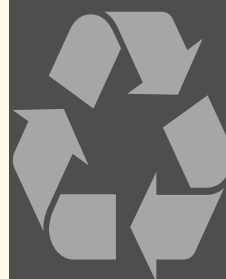
El reciclaje de las baterías de ion-litio se encuentra impulsado por la recuperación del cobalto, pues es el material con un mayor valor de mercado actualmente (Mathieux et al., 2017). Sin embargo, debido justamente a esos elevados precios, los fabricantes de baterías están optando por tecnologías y diseños que reducen la cantidad de cobalto presente (Comisión Europea, 2020). Lo cual puede hacer que disminuya el beneficio obtenido por las empresas de reciclaje de baterías, por lo que se corre el riesgo que pierdan el interés por el reciclaje de este tipo de baterías.

Se considera que la actual infraestructura de reciclaje de la Unión Europea debería permitir el reciclaje de 160.000 baterías procedentes de vehículos eléctricos (Alves Dias et al., 2018). Esto permitiría recuperar 500 toneladas de cobalto reciclado a partir de baterías de vehículos eléctricos en 2025, que podría ascender hasta las 5.500 toneladas en 2030. Esta cantidad supondría el 10% del cobalto consumido por el sector europeo de vehículos eléctricos (Alves Dias et al., 2018).



Se considera que la actual infraestructura de reciclaje de la Unión Europea debería permitir el reciclaje de 160.000 baterías procedentes de vehículos eléctricos (Alves Dias et al., 2018).

⁴⁷ Véase: https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/cei_srm010_esmsip2.htm



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

Otras fuentes de material secundario

El cobalto puede ser recuperado de los lodos de las refinерías de níquel y de las fundiciones de zinc a partir de técnicas hidrometalúrgicas (Sundqvist Ökvist et al., 2018). Otra posible fuente secundaria se encuentra en las escorias de la fundición de cobre. Recientes avances en la tecnología de procesamiento han permitido también extraer cobalto de los relaves de flotación históricos de sulfuro de cobre. El cobalto se encontraba presente en el mineral original, pero no estaba siendo recuperado por la baja eficiencia del proceso de flotación.

6.2.2. Cobre (Cu)

Dentro de las tecnologías utilizadas para la transición ecológica, el sector de la movilidad es el que tiene un mayor consumo de cobre. Un vehículo puede contener entre 60 y 150 kg de cobre. Por otro lado, la fabricación de aerogeneradores demanda unos 2.822 kg/MW, mientras que los paneles fotovoltaicos de silicio cristalino requieren 1.413 kg/MW (Valero et al., 2018). Las estimaciones consideran un incremento de la demanda de cobre a nivel mundial del 34% entre 2018 y 2050 como consecuencia de las tecnologías de transición (Calvo, Valero, 2021). En 2020, las existencias de cobre en superficie (cobre ya extraído) alcanzaban el 50% de todas las reservas conocidas de este metal (véase Figura 21). Sin embargo, las proyecciones contemplan seguir extrayendo el 50 % restante a lo largo de los siguientes 30 años, lo que implicaría extraer más cobre en tres décadas del que se ha extraído en los 7.000 años anteriores (Pitron, Pérez, 2019).

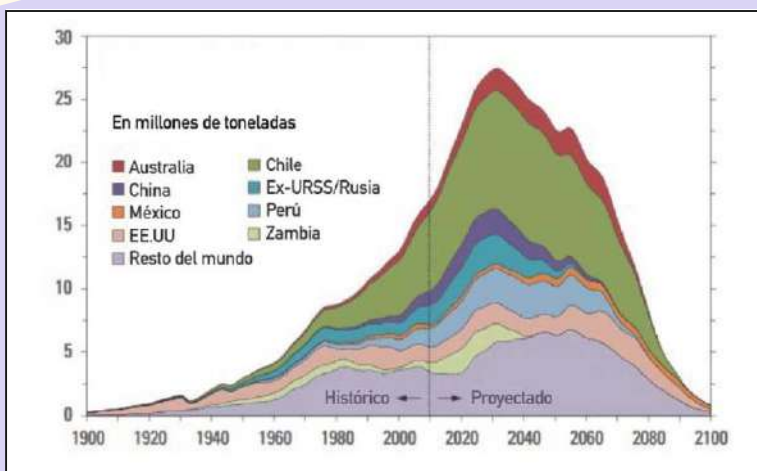
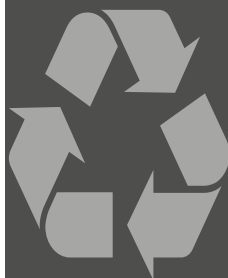


Figura 21:
 Producción
 histórica y
 proyectada de
 cobre (en
 millones de
 toneladas) según
 Kerr (2014)





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

Se calcula que la contribución de cobre reciclados a la demanda de materias primas (TAR-FVU) en la Unión Europea es del 16,9 %. A nivel mundial, en 2011 se estimaba que alrededor del 20-37 % del cobre era reciclado (UNEP, 2050). Por sus propiedades, se trata de un material que difícilmente puede ser sustituido por otros (Calvo, Valero, 2021). En aplicaciones eléctricas, puede ser sustituido por el aluminio.



6.2.3. Estaño (Sn)

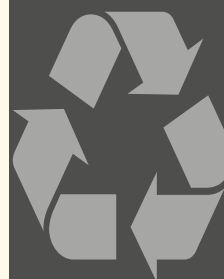
La fabricación de los paneles fotovoltaicos de silicio cristalino demanda 520 kg/MW. La posibilidad de reducir el uso de estaño en los dispositivos fotovoltaicos pasa por utilizar otras tecnologías menos demandantes de este material, como son los paneles CIGS y CdTe (Calvo, Valero, 2021). Estos otros paneles actualmente suponen el 1 y 4 % de la cuota de mercado, respectivamente (ISE, 2021). Además, esas tecnologías requieren de otros minerales más críticos y escasos, como es el caso del indio y del telurio, por lo que esta opción no representa una verdadera solución, pues implicaría depender de la disponibilidad de estos otros elementos.

Otros usos del estaño son claramente innecesarios y existen alternativas evidentes para su sustitución. Por ejemplo, en España una parte significativa de las importaciones de estaño se destina a la fabricación de cápsulas para el sellado de botellas de vino, aplicación que tradicionalmente se realizaba con cera (Arto, 2009).

6.2.4. Indio (In)

El indio es un mineral que se obtiene a partir del procesamiento de minerales de zinc. Se trata de un subproducto cuya extracción está condicionada a la de otros metales. La cantidad de indio extraído y refinado anualmente a nivel global en 2020 apenas alcanzó las 900 toneladas (USGS, 2021). Se estima en 2011 se perdieron más de 150 toneladas de indio se perdieron debido a una capacidad insuficiente de refinado a partir de los productos obtenidos en la minería de zinc (Licht et al., 2015). Esto implica que sería posible aumentar la producción de indio mejorando las capacidades de refinado, mejorando así la eficiencia de la extracción primaria.

El principal uso del indio se encuentra en la producción de óxido de indio-estaño (ITO), una capa conductiva transparente utilizada en los dispositivos de pantallas planas. Esta aplicación representó en 2013 el 56 % del consumo de indio a nivel mundial (Comisión Europea, 2020). Se utiliza también en aleaciones



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

y soldaduras, así como en paneles fotovoltaicos de película fina del tipo CIGS. El ITO funciona como electrodo transparente en las pantallas planas de cristal líquido (LCD), de plasma (PDP) y OLED utilizadas en televisores, ordenadores portátiles, tabletas y teléfonos móviles. Una pantalla LCD típica contiene una media de 530 mg/kg de indio (Sethurajan et al., 2019). La fabricación de todas estas pantallas se produce en Japón, China y Corea del Sur (Comisión Europea, 2020).

En el caso de los dispositivos fotovoltaicos de película fina CIGS, el indio está presente en dos elementos. Por un lado, en el compuesto semiconductor que posibilita el aprovechamiento de la radiación solar. Por otro lado, se utiliza también el óxido de indio-estaño (ITO) como electrodo superior transparente que maximiza la transmisión de la luz a los materiales absorbentes de la célula solar. Esta capa superior de ITO se encuentra también presente en las tecnologías fotovoltaicas de película fina como CdTe y a-Si. Los dispositivos fotovoltaicos CIGS contienen aproximadamente 23 kg/MW de indio (Calvo, Valero, 2021).

Reciclaje

El indio prácticamente no se recupera de dispositivos que llegan al final de su vida útil. Se estima que en la Unión Europea únicamente un 0,1 % del indio utilizado provenía de ese reciclaje en 2019 (TAR-FVU).⁴⁸ Esta baja tasa de reciclaje a partir de chatarra vieja se debe a las pequeñas concentraciones de indio en los productos finales, la falta de tecnología adecuada y los bajos incentivos económicos para el reciclaje (Ylä-Mella, Pongrácz, 2016).

Sin embargo, sí que se recupera una gran cantidad de indio a partir de los residuos del proceso de producción de ITO (chatarra nueva). Se estima que la cantidad de indio secundario recuperado de esta forma supera a la producción de indio primario (Comisión Europea, 2020).

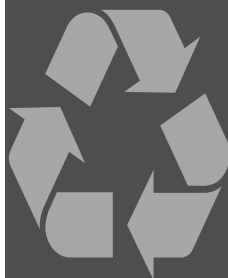
La producción de las películas finas de ITO se realiza a partir de la pulverización del material. En este proceso, únicamente el 30 % del material se deposita en el sustrato. De forma que se calcula que más del 70% del indio que queda fuera del sustrato es recuperado y reciclado (Comisión Europea, 2020). La eficacia del proceso de pulverización para la producción de películas finas ha mejorado a partir de un sistema rotativo. Dado que la producción del ITO para ser incorporado en dispositivos de pantalla plana se concentra en Japón, China y



Una pantalla LCD típica contiene una media de 530 mg/kg de indio (Sethurajan et al., 2019)



⁴⁸ Véase: https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/cej_srm010_esmsip2.htm



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

Corea del Sur, la capacidad de reciclaje a partir de esta fuente de material secundario se encuentra allí.

Se ha desarrollado un método preliminar capaz de recuperar el indio de los paneles fotovoltaicos CIGS a partir de la oxidación y posterior electrodeposición selectiva que logra una separación casi completa de los elementos (Gustafsson, Steenari, Ekberg, 2015).

Sustitución

La sustitución del indio para la fabricación de pantallas planas pasa por cambiar el óxido de indio-estaño (ITO) por el óxido de antimonio-estaño (ATO) (Comisión Europea, 2020). Esta sustitución debería ser cuidadosamente evaluada, pues el antimonio forma parte de la lista de materias primas críticas de la Unión Europea. Otra posibilidad de sustitución para el ITO de las pantallas planas es un recubrimiento de nanotubos de carbono (Tolcin, 2013).

En el caso de la utilización del ITO como capa superior transparente de los dispositivos fotovoltaicos de capa final, éste podría ser sustituido por el óxido de zinc dopado con aluminio (AZO) o el óxido de estaño dopado con flúor (FTO) (Comisión Europea, 2020). Estos otros compuestos podrían cumplir la función de óxido de conductor transparente, aunque la sustitución supondría una pérdida de rendimiento por una menor conductividad y/o transparencia. No existe ningún sustituto del indio en su utilización como compuesto semiconductor de los dispositivos fotovoltaicos CIGS. La única opción en ese caso es la sustitución tecnológica por otro tipo de dispositivos fotovoltaicos de película fina, como es el caso de CdTe o a-Si.

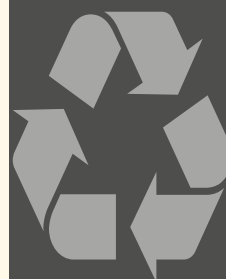
6.2.5. Litio (Li)

La demanda de litio se concentra principalmente en las baterías de ion-litio, las cuales acumulaban el 39 % del consumo mundial (Gil-Alana, Monge, 2019). Otros usos a los que se destina este mineral son la cerámica (13 %), la vitrocerámica (12 %), los lubricantes (8 %), el vidrio (5 %) o los polímeros (5 %).

De las 50 kt de litio producido, 11 kt se usaron en la fabricación de baterías de vehículos eléctricos en 2018 (Comisión Europea, 2020). La AIE estima que la demanda mundial de litio aumente hasta un rango de entre 155 y 300 kt en 2030, dependiendo de la expansión de la movilidad eléctrica (Bunsen et al., 2019).

Ante las previsiones de un gran aumento en la demanda de litio en los próximos





ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

años, la industria se encamina hacia una ampliación sustancial del suministro (Comisión Europea, 2020).

El litio está contenido en dos elementos de las baterías recargables. En primer lugar, el electrolito de la batería utiliza sales de litio junto con disolventes orgánicos. En segundo lugar, en el cátodo de las baterías, el cual puede ser de diferentes composiciones: óxido de litio níquel-manganeso-cobalto (NMC), óxido de litio-cobalto (LCO), fosfato de litio-hierro (LFP), óxido de litio-manganeso (LMO) y óxido de litio níquel-cobalto-aluminio (NCA).

Dentro de las baterías recargables de ion-litio, la mayor parte de ellas están destinadas al mercado de dispositivos electrónicos portátiles. Teléfonos móviles, ordenadores portátiles, tabletas y cámaras digitales representan el 65% de las baterías de ion-litio (Comisión Europea, 2020). Por su parte, los vehículos eléctricos, tanto de batería completa (BEV) como híbridos enchufables (PHEV), representaron en 2015 el 31% del uso de baterías de ion-litio (Comisión Europea, 2020). Mientras que un vehículo de combustión interna contiene 4 gramos de litio entre sus componentes, un vehículo eléctrico requiere casi 7 kg de este mineral (Iglesias-Embil et al., 2020).



Dentro de las baterías recargables de ion-litio, la mayor parte de ellas están destinadas al mercado de dispositivos electrónicos portátiles. Teléfonos móviles, ordenadores portátiles, tabletas y cámaras digitales representan el 65% de las baterías de ion-litio (Comisión Europea, 2020)

Reciclaje

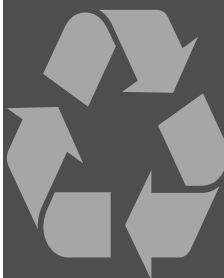
El litio prácticamente no se recupera de dispositivos que llegan al final de su vida útil. Se estima que en la Unión Europea únicamente un 0,1 % del litio utilizado provenía de ese reciclaje en 2019 (TAR-FVU).⁴⁹ Esta baja tasa de reciclaje del litio se debe a tres razones. En primer lugar, algunos de los usos históricos del mineral son disipativos, como es el caso de las grasas, lubricantes o metalurgia, de forma que no es posible realizar la recogida al final de su vida útil para su posterior reciclaje (Comisión Europea, 2020). En segundo lugar, algunos usos como los vidrios y cerámicas pueden ser reciclados, pero se trata de un reciclaje no funcional, en el que el mineral no se puede recuperar de forma separada.

En tercer lugar, el único flujo de residuos con potencial de reciclaje de litio se encuentra en las baterías de ion-litio que llegan al final de su vida útil (Pagliaro, Meneguzzo, 2019). Sin embargo, el reciclaje de estas baterías es un proceso complejo y costoso que se ha encontrado obstaculizado por la gran variedad de formatos y diversidad de composiciones empleadas por los diferentes fabricantes (Comisión Europea, 2020). La recuperación de litio por esta vía es técnicamente factible, pero hasta 2017 se consideraba que no era rentable a

13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminium 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2



⁴⁹Véase: https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/cei_srm010_esmsip2.htm



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES



escala industrial, debido al bajo coste del suministro primario (Comisión Europea, 2020). Por ese motivo, las plantas de reciclaje de baterías de ion-litio han estado enfocadas a la recuperación de otros materiales con un mayor valor económico, como es el caso del cobalto, níquel y cobre.

Esto es algo que puede cambiar a raíz de la introducción y expansión del vehículo eléctrico. Diferentes directivas de la Unión Europea, como la Directiva 2000/53/CE (Directiva sobre vehículos al final de su vida útil), la Directiva 2012/19/UE (Directiva sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos) y la Directiva 2006/66/CE (Directiva sobre baterías) están encaminadas hacia elevar las tasas de reciclaje de las baterías de ion-litio de vehículos eléctricos y equipos electrónicos que llegan al fin de su vida útil (Comisión Europea, 2020).

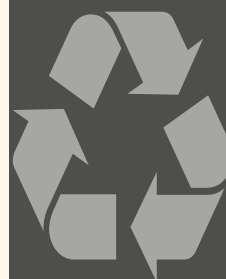
El reciclaje de este tipo de baterías se lleva a cabo por empresas especializadas, y existen varios procesos que dan diferentes resultados. En los procesos de reciclaje pirometalúrgicos, el litio está contenido en las escorias. Puede ser utilizado como material de construcción, pero no se puede recuperar de forma separada (BGS, 2016). Esto es lo que se denomina reciclaje no funcional. Por su parte, en los procesos de reciclaje hidrometalúrgico, el litio puede ser recuperado como precipitado de carbonato de litio (BGS, 2016).

Actualmente, varias empresas de reciclaje de baterías de ion-litio de la Unión Europea están llevando a cabo procesos en los que se recupera el litio. UMICORE, en Bélgica, recupera el litio a partir del tratamiento posterior de la escoria del proceso pirometalúrgico (Hagelüken, (2018). Recupyl, en Francia, ha planteado un proceso de reciclaje hidrometalúrgico a escala industrial que permite recuperar el litio (Lebedeva, Di Persio, Boon-Brett, 2017). Está previsto que la planta de Accurec, en Alemania, se convierta en uno de los lugares más importante de reciclaje de litio, a partir de un proceso de desactivación térmica y tratamiento de baterías de ion-litio gastadas (Recharge, 2018). Por su parte, la empresa alemana Duesenfeld, aplica una tecnología patentada de reciclaje que combina un procesamiento mecánico seguido de un procesamiento hidrometalúrgico, consiguiendo la recuperación del 85% del litio contenido en las baterías.⁵⁰

Sustitución

La sustitución del litio en diferentes aplicaciones es posible. Tanto en baterías como en vidrios, cerámicas y grasas. Pero esta sustitución no se produce por los

⁵⁰Véase: <https://www.duesenfeld.com/efficiency.html>



13 IIIA	14 IVA
B Boron 108	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

bajos precios y estabilidad de suministro del litio desde su extracción primaria. En el caso de las baterías recargables, estaríamos hablando de una sustitución tecnológica hacia otros tipos de baterías que no contienen litio, como las de níquel-cadmio (NiCd), las de níquel-hidruro metálico (NiMH) o las de plomo-ácido. Sin embargo, la tendencia es justamente la contraria. Son las baterías de ion-litio las que están sustituyendo a las baterías basadas en níquel. Esto se debe a su mejor rendimiento, elevada densidad energética y bajo peso (Comisión Europea, 2020). De hecho, se prevé que las baterías de ion-litio sustituyan incluso a las tradicionales baterías de plomo-ácido utilizadas para el arranque, iluminación y encendido de los vehículos (SLI) (Ferg, Schuldt, Schmidt, 2019).

Existen algunas otras opciones para la fabricación de baterías para vehículos eléctrico que se están estudiando actualmente, como son aquellas basadas en dióxido de carbono, en grafeno o en sodio (Lee et al., 2017).

6.2.6. Níquel (Ni)

El níquel se destina actualmente mayoritariamente a la producción de acero inoxidable, pues ayuda a aumentar la longevidad y garantizar la resistencia frente a los ácidos y la corrosión. Esta aplicación consume el 66 % de la producción de este mineral (Calvo, Valero, 2021).

El mayor aumento del consumo derivado de níquel en las tecnologías de transición se corresponde al sector de la movilidad eléctrica. Componentes como la batería, la carrocería y los sistemas eléctricos y electrónicos del vehículo eléctrico contienen este mineral (Calvo, Valero, 2021). Según algunos escenarios de crecimiento de la movilidad eléctrica y los recursos conocidos, el níquel podría llegar a ser uno de los elementos más críticos en la fabricación de vehículos. La demanda de níquel por parte de este sector llegaría a suponer más del 36 % de la demanda total. Este incremento implicaría que la demanda total de níquel hasta 2050 alcanzaría más del 95 % de los recursos conocidos (Ortego et al., 2020). Se calcula que el 17,0 % del níquel consumido en la Unión Europea en 2019 procede del reciclaje de dispositivos que llegan al final de su vida útil (TAR-FVU).⁵¹

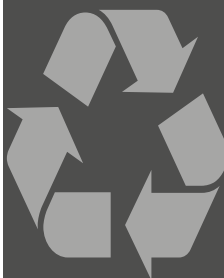
6.2.7. Plata (Ag)

La fabricación de dispositivos electrónicos representa el 24 % mundial de la plata y la joyería el 21 %. La plata se utiliza en todas las tecnologías de transición,

Según algunos escenarios de crecimiento de la movilidad eléctrica y los recursos conocidos, el níquel podría llegar a ser uno de los elementos más críticos en la fabricación de vehículos.



⁵¹Véase: https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/cei_srm010_esmsip2.htm

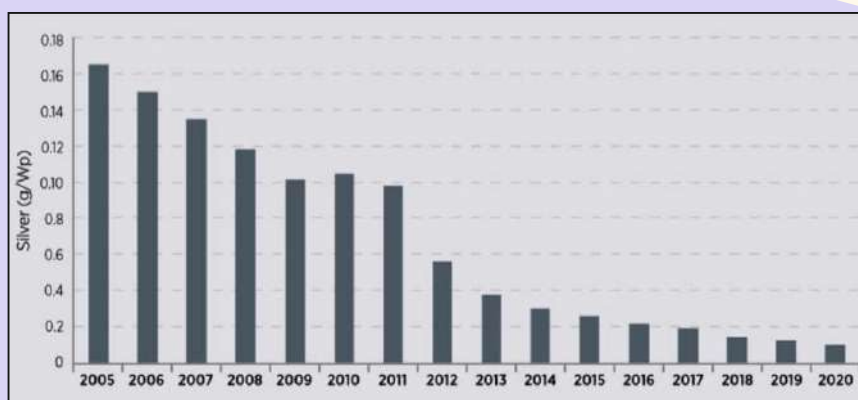


ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

aunque su mayor uso se da en los paneles fotovoltaicos de silicio cristalino. El consumo de plata de la industria fotovoltaica se sitúa en el intervalo de 3,5 – 15% de la demanda mundial (Weckend, Wade, Heath, 2016). En estos dispositivos, se requieren una media de 133 kg/MW de plata (Valero et al. 2018). Este mineral se trata del material más valioso contenido en los paneles fotovoltaicos. Alrededor del 9 5% de los módulos fotovoltaicos de silicio cristalino producidos actualmente incluyen dedos de contacto de plata serigrafiados en la parte delantera, que cubren aproximadamente el 6 - 8 % del área de la célula (Weckend, Wade, Heath, 2016).

La intensidad material de plata en las tecnologías fotovoltaicas se ha reducido significativamente durante las últimas décadas. En la **Figura 22** se muestra la evolución del consumo específico de plata en la fabricación de módulos fotovoltaicos de silicio cristalino desde 2005 y los valores esperados hasta 2020.

Figura 22:
Consumo específico de plata en módulos de silicio cristalino, histórico y esperado.
Extraída de Weckend, Wade, Heath (2016).



Algunos estudios estiman una disminución de la intensidad de plata en los módulos fotovoltaicos del 10 % anual (Davidsson, Höök, 2017). Las nuevas técnicas de impresión y las pastas implementadas en la fabricación permitieron un ahorro de plata de más del 30 % en el período 2009-2012 (Weckend, Wade, Heath, 2016). La aplicación de técnicas de fotolitografía para la creación de electrodos finos de plata evaporada logra reducciones en la cantidad de material necesaria.

Otras investigaciones se centran en el desarrollo de nuevos métodos de metalización adecuados para obleas más finas. Se basan en la aplicación de la plata mediante la inyección de capas de semilla, para ser después recubierta con



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

níquel y cobre. Estos métodos pueden lograr una reducción en el uso de plata para la fabricación del módulo fotovoltaico de al menos un 99 %. Así mismo, el uso de células bifaciales o de contacto trasero puede ayudar a reducir todavía más la intensidad material de plata, ya que se consiguen mejoras en la eficiencia (Weckend, Wade, Heath, 2016).

Reciclaje

Investigaciones recientes han demostrado la posibilidad de recuperar la plata a partir de paneles fotovoltaicos que llegan al final de su vida útil a partir de procesos electroquímicos (Lee et al., 2018).

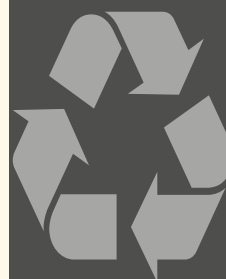
Sustitución

Existen diferentes opciones de sustituir la utilización de plata como electrodo de los dispositivos fotovoltaicos. Puede ser sustituida por el cobre, pero esto podría reducir la vida útil de los paneles (Appleyard, D., 2012). También puede ser sustituida por materiales como el níquel o el zinc, aunque esto supondría cambios en la conductividad o la resistividad del electrodo (Rudolph et al., 2013).

La industria fotovoltaica ha trabajado bastante en la sustitución de la plata con materiales alternativos buscando reducir el coste de los módulos. Este trabajo ha dado resultados exitosos. Se han encontrado varias opciones de sustitución de la plata en los paneles de silicio cristalino. La utilización de la plata en estos paneles se centra en la metalización frontal, aunque también se usa en ocasiones como contacto trasero de la envoltura de aluminio

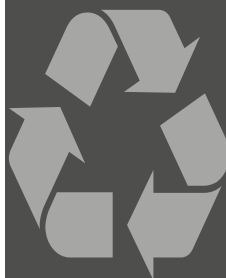
Los avances en las tecnologías de inyección permiten el uso de otros metales, como el cobre en combinación con níquel y aluminio, en la fabricación de los contactos frontales de las células fotovoltaicas de silicio cristalino (Weckend, Wade, Heath, 2016). Los esquemas de metalización cobre-níquel se muestran como una opción definitiva en términos de funcionamiento y costes para lograr la sustitución de la plata. Existen ejemplos probados de estas tecnologías en los módulos 'Pluto' de la empresa Suntech, y 'TetraSun Module' de la empresa First Solar (García-Olivares, 2015). La fabricación de los módulos TetraSun, sin embargo, fue abandonada por First Solar en el año 2016 (Wesoff, 2016).

Con respecto a la sustitución de la plata en el contacto trasero de la envoltura de aluminio, se han probado varias opciones. Un proyecto reciente, del Ministerio alemán de Medioambiente, Conservación de la Naturaleza y Seguridad Nuclear,



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10,81	C Carbon 12,01
13 Al Aluminum 26,9815	14 Si Silicon 28,0855
31 Ga Gallium 69,723	32 Ge Germanium 72,630
49 In Indium 114,818	50 Sn Tin 118,710
81 Tl Thallium 204,383	82 Pb Lead 207,2

ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

ha conseguido evitar el uso de la plata en los colectores eléctricos con una técnica soldadura ultrasónica. Así mismo, se puede utilizar la metalización de aluminio para los contactos traseros, lo que evita el uso de la plata. Esta técnica se ha aplicado en la fabricación del módulo comercial 'N-type all-back-contact' de la empresa SunPower, y en el prototipo 'back-junction back-contact' del instituto de investigación alemán ISFH (García-Olivares, 2015).

Sin embargo, a pesar de la existencia de diferentes opciones de fabricación de módulos fotovoltaicos que evitan el uso de plata, en la actualidad la inmensa mayoría de productos comerciales siguen usando este elemento. Esto se debe a las dificultades que existen en la metalización de los contactos frontales con cobre y níquel (Geisler et al., 2015), junto a la actual garantía de suministro de este material.

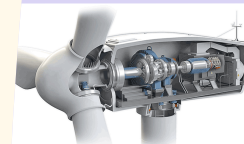
6.2.8. Tierras raras: Disproso (Dy) y Neodimio (Nd)

Los minerales disprosio y neodimio, que forman parte del grupo de las tierras raras, son utilizados para la fabricación de imanes permanentes. Estos imanes son un componente clave para determinados tipos de motores eléctricos y de aerogeneradores (Comisión Europea, 2020). Los imanes permanentes más utilizados son los compuestos por una aleación de neodimio, hierro y boro (NdFeB). La función del neodimio es aumentar la fuerza y permitir reducir el tamaño del imán. La función del disprosio es mejorar la coercitividad térmica de los imanes a altas temperaturas (Comisión Europea, 2020).

Reciclaje

En la Unión Europea, la tasa de utilización de material reciclado a partir de dispositivos que llegan al final de su vida útil (TAR-FVU) se estima en un 1,3 % para el neodimio y en un 0,0 % para el disprosio.⁵² Estas bajas tasas de reciclaje se deben a la falta de sistemas eficientes de recogida de dispositivos al final de su vida útil y de los altísimos costes de la construcción de plantas de reciclaje de tierras raras (Comisión Europea, 2020). En el caso de otras tierras raras, como el europio, el itrio y el terbio, muestran unas mayores tasas de reciclaje gracias a su recuperación a partir de lámparas fluorescentes.

La dificultad del reciclaje de estos minerales se debe a que en la mayoría de los casos están contenidos en componentes de pequeño tamaño o forman parte de materiales complejos, por lo que su reciclaje requiere procesos complejos e



Los minerales disprosio y neodimio, que forman parte del grupo de las tierras raras, son utilizados para la fabricación de imanes permanentes. Estos imanes son un componente clave para determinados tipos de motores eléctricos y de aerogeneradores (Comisión Europea, 2020).

⁵²Véase: https://ec.europa.eu/eurostat/cache/metadata/en/cei_srm010_esmsip2.htm



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

diferentes imanes utilizados hace que sea muy complicado establecer rutas y planes de reciclaje genéricos que puedan alimentarse a partir de diferentes componentes.

Los imanes de NeFeB empleados en los aerogeneradores y en los vehículos híbridos son de mayor tamaño, por lo que se confía en que su expansión supondrá un impulso en el reciclaje. Sin embargo, se trata de productos con una vida útil de unos 25 años, lo cual puede posponer en el tiempo dicho impulso (Roskill, 2016).

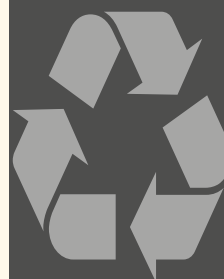
Si bien la recuperación de tierras raras a partir de imanes permanentes que llegan al final de su vida útil se ha realizado con éxito únicamente a escala piloto o de laboratorio, la recuperación a partir de otros dispositivos se ha realizado comercialmente por algunas empresas europeas. Este es el caso de la recuperación a partir de baterías de níquel-hidruro metálico (NiMH). En el caso del itrio, está siendo recuperado industrialmente a partir de diferentes residuos de aparatos eléctricos y electrónicos, como pantallas LCD, ordenadores, tubos de rayos X, bombillas y televisores (Comisión Europea, 2020).

Sustitución

Existen tres opciones diferentes para la sustitución de las tierras raras contenidas en los imanes permanentes: [1] sustitución por otras tierras raras, [2] sustitución por imanes sin tierras raras, y [3] sustitución por cambio tecnológico.

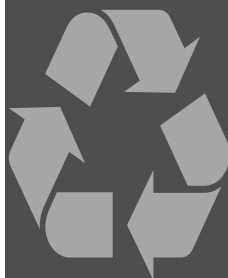
Dentro de la primera opción, se ha estudiado que hasta un 25% del neodimio puede ser sustituido por praseodimio sin pérdidas significativas de propiedades magnéticas (Binnemans, 2013). La sustitución del neodimio y el disprosio por otras tierras raras como el cerio (Ce) o el gadolinio (Gd) es posible, pero implica una reducción de las propiedades magnéticas (Comisión Europea, 2020). Los imanes de NdFeB también pueden ser sustituidos por los imanes de samario-cobalto (SmCo), pero son el doble de caros y tienen menos de la mitad de fuerza magnética. Así mismo, el cambio del neodimio hacia el cobalto tampoco resuelve los posibles riesgos de escasez de suministro al tratarse el segundo de un mineral crítico y con proyecciones futuras de aumento de la demanda.

La segunda opción se centra en encontrar una composición basada en elementos abundantes y que tenga un mayor rendimiento que los imanes de ferrita. Para ello, se han estudiado diferentes candidatos, basados en manganeso (MnBi y MnAl), en aleaciones de hierro (FeNi y FeCo), en sistemas de



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminum 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

intensivos en energía (Schüler et al., 2011).

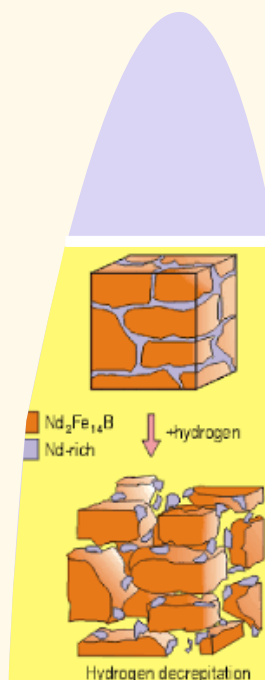
Los imanes permanentes son la principal fuente de recursos secundarios para el neodimio y el disprosio. Esta recuperación de material secundario puede realizarse tanto a partir de los residuos de la fabricación de los imanes, como a partir de los imanes una vez llegan al final de su vida útil.

La recuperación a partir de chatarra nueva se realiza a partir de las virutas resultantes del proceso de conformación y corte del imán. La recuperación de material secundario desde estas requiere un tratamiento antes de ser introducidas a nuevas aleaciones de imanes. Sin embargo, las mejoras en las técnicas de corte están reduciendo la disponibilidad de estas virutas, por lo que se dificulta su explotación a gran escala (Comisión Europea, 2020).

En cuanto a la recuperación a partir de chatarra vieja, es decir, de imanes permanentes que han llegado al final de su vida útil, se han desarrollado dos metodologías diferentes (Samouhos et al., 2020). Por un lado, el proceso de reciclaje directo, en el cual se logra la reutilización de los imanes permanentes. Esto se consigue a partir de un proceso de desmagnetización, tratamiento térmico y realeación mediante la adición de una cantidad extra de tierras raras puras sobre el componente (Samouhos et al., 2020). Las investigaciones han logrado optimizar el reciclaje directo de imanes NdFeB mediante una técnica de decrepitación por hidrógeno. El reciclaje directo tiene la gran ventaja de tener un bajo impacto medioambiental, ya que no se trata de un proceso muy intensivo energéticamente.

La segunda metodología se realiza mediante la aplicación de las clásicas técnicas hidrometalúrgicas y pirometalúrgicas. De esta forma, se ha logrado desarrollar una ruta de recuperación mediante la lixiviación de la chatarra y la extracción de los elementos de tierras raras presentes mediante la precipitación selectiva (Samouhos et al., 2020). La desventaja que presenta este método es un mayor consumo energético en el proceso metalúrgico y el impacto ambiental del proceso de lixiviación.

Además de los costes económicos ya mencionados, el reciclaje y recuperación de tierras raras a partir de imanes permanentes encuentra diferentes obstáculos para su implantación a escala industrial. La ausencia de sistemas de recogida eficientes para los imanes permanentes que llegan al final de su vida útil, y el pequeño tamaño de los imanes contenidos en los productos dificultan asegurar un flujo suficiente y constante de chatarra vieja que reciclar (Comisión Europea, 2020). Así mismo, la gran variedad de composiciones presentes en los



Las investigaciones han logrado optimizar el reciclaje directo de imanes NdFeB mediante una técnica de decrepitación por hidrógeno. El reciclaje directo tiene la gran ventaja de tener un bajo impacto medioambiental.



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

nitruro (Fe_{16}N_2) o en sistemas de carburo (Co_2C y Co_3C) (Comisión Europea, 2020). Sin embargo, si estos materiales llegan a fase de comercialización, será probablemente dentro de varios años.

Por último, la tercera opción consiste en la fabricación de tecnologías que directamente no requieran imanes permanentes. En el campo de los aerogeneradores, existen diferentes alternativas a los generadores síncronos de imanes permanentes (PMSG), como el generador de inducción doblemente alimentado (DFIG), el generador síncrono excitado eléctricamente (EESG) o los generadores de inducción de jaula de ardilla (Pavel et al., 2016).

En el campo de los vehículos eléctricos, los motores de tracción síncrona (PSM) de alta eficiencia pueden encontrar una alternativa en los motores asíncronos (ASM) o en los motores síncronos con salida eléctrica (EESM), los cuales son actualmente utilizados por los modelos Tesla S y Renault Zoe, respectivamente (Pavel et al., 2016). Actualmente, diferentes productores de motores eléctricos están rediseñando las máquinas de vehículos y aplicaciones industriales para hacerlas compatibles con los imanes de ferrita (ERECON, 2014).

6.2.9. Tungsteno / Wolframio (W)

El tungsteno es un metal que se utiliza principalmente en sectores como la fabricación de acero, la construcción, la perforación de pozos de petróleo y las industrias mineras. Otros usos son la fabricación de alambres y filamentos para aplicaciones eléctricas de calefacción e iluminación, catalizadores industriales, y aplicaciones en la industria militar para la fabricación de proyectiles (Selwyn, 2020). Las propiedades físicas y el especial rendimiento que presenta este metal hacen que sea la mejor elección de material la mayoría de las veces.

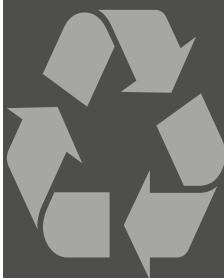
Reciclaje

El reciclaje del tungsteno en la Unión Europea es elevado. El tungsteno secundario proviene de dos fuentes: del procesamiento de materiales que contienen niobio, y de productos al final de su vida útil (Sundqvist Oeqvist et al., 2018). Se estima que la tasa de material secundario obtenido a partir del reciclaje al final de la vida útil (TAR-FVU) es del 42 % (Bio Intelligence Service, 2015).

Esta alta tasa de reciclado se debe a que la chatarra de tungsteno es una fuente muy valiosa debido a su alto contenido en tungsteno en comparación con el mineral. Sin embargo, la mayor parte de esto se clasificaría actualmente como

13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminum 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2





ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

infrarreciclaje, pues es destinado hacia productos diferentes a los originales con unas propiedades de fortaleza estructural menores.

Algunos ejemplos de reciclaje de tungsteno se encuentran en la recuperación a partir de catalizadores de reducción selectiva (SCR) o a partir de placas de circuitos impresos (PCB). En el primer caso, el método se basa en una reacción de lixiviación a presión con un proceso de digestión de sosa.

De esta forma, se obtiene una solución que contiene tungsteno y vanadio, de la cual se pueden recuperar ambos metales (Kurylak, 2016). En el segundo caso, el tungsteno se encuentra en el cableado, los contactos, los emisores de electrodos y los disipadores de valor de las placas de circuitos impresos (PCB). La recuperación se basa en un proceso de membrana líquida de emulsión (ELM), que se utiliza para separar iones metálicos. Esta tecnología se encuentra todavía en una primera fase de desarrollo, pero los resultados muestran que es posible la recuperación del tungsteno por esta vía (Sundqvist Oeqvist et al., 2018).

Sustitución

Debido a sus especiales propiedades, el tungsteno tiene muy poca sustitución posible en la realidad industrial actual. Existen, sin embargo, algunas alternativas. Por ejemplo, los carburos de titanio (TiC) y el nitruro de titanio (TiN) son sustitutos potenciales, aunque esta tecnología actualmente no llega a ser competitiva (Comisión Europea, 2020).

En los productos de acero, el tungsteno puede ser reemplazado por otros metales refractarios como el niobio o el molibdeno. En las superaleaciones para turbinas de gas, puede ser sustituido por compuestos de matriz cerámica (CMC) hechos con una matriz de carburo/nitruro de silicio. En el sector de la iluminación, las alternativas que permitan la sustitución de este metal están bastante avanzadas (Pavel et al., 2016).

6.3. Reciclaje de tecnologías concretas

Para completar esta sección, presentamos un análisis específicamente centrado en el reciclaje de tres tecnologías: baterías, paneles fotovoltaicos y RAEE. El reciclaje de baterías y paneles fotovoltaicos tiene gran importancia por el gran volumen puesto en el mercado de estos dispositivos que se prevé para el futuro próximo, lo cual se traducirá en un considerable flujo de residuos en el medio plazo.



El reciclaje de baterías y paneles fotovoltaicos tiene gran importancia por el gran volumen puesto en el mercado de estos dispositivos que se prevé para el futuro próximo, lo cual se traducirá en un considerable flujo de residuos en el medio plazo.



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

El reciclaje de los RAEE es fundamental por su posición privilegiada como fuente de minería urbana de la que obtener los metales necesarios para la fabricación de las tecnologías de transición energética.

6.3.1. Baterías

El reciclaje de baterías es un proceso complejo que se encuentra obstaculizado por diferentes factores, entre los que podemos destacar:

- Ausencia de un producto estandarizado, gran variedad de composiciones químicas y formatos de baterías.
- Baja rentabilidad económica del reciclaje de baterías sin cobalto o sin níquel.
- Dificultades en la recogida de baterías recargables de pequeño tamaño empleadas en aplicaciones electrónicas.
- Exportaciones legales o ilegales de los residuos que contienen baterías.

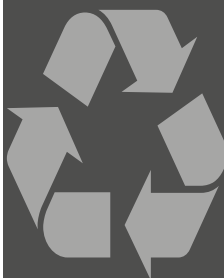
En la actualidad, la mayoría de las baterías recargables de ion-litio que llegan al final de su vida útil son baterías portátiles de aparatos electrónicos. Estas representan la mayor parte de las baterías de ion-litio en circulación. Según las estimaciones para 2020 en el Estado español del proyecto ProSUM, las baterías de ordenadores portátiles, tabletas, teléfonos móviles y cámaras acumularían un stock de 10,1 kt, frente a las 8,4 kt que representan las baterías de vehículos eléctricos, híbridos e híbridos enchufables.

Las baterías de estos aparatos electrónicos suponen el 40,4 % de las baterías recargables de ion-litio en stock, mientras que las destinadas a movilidad eléctrica representan el 26,7 %. Sin embargo, en términos del flujo de residuos estimados para 2020, las baterías en aparatos electrónicos representan el 69,9 % de los residuos de baterías recargables de ion-litio, y la movilidad eléctrica el 12,6 %.

Algunas investigaciones estiman una tasa de recogida de entre el 5 y el 15 % para las baterías recargables de pequeños aparatos electrónicos (Danino-Perraud, 2020). Una de las dificultades para un sistema de recogida eficaz son las exportaciones legales o ilegales de residuos de la Unión Europea. Se estima que en 2014 fueron exportados el 66% de los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos de la Unión Europea, la mitad de ellos de forma ilegal (Huisman et

13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminium 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2





ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES



al., 2015). Por otro lado, Francia reconoció que en 2017 únicamente el 50 % de los vehículos que llegan al final de su vida útil se procesan en redes autorizadas (Monier et al., 2019).

En el caso de China, se estima que bajo la actual organización del ciclo de vida de las baterías se perdieron en 2016 el 70 % del níquel, el 67 % del cobalto y el 77 % del litio (Song et al., 2019). Los volúmenes de residuos de baterías utilizadas en vehículos eléctricos de momento son marginales, pero se estima que a partir de 2025 ganen una mayor relevancia. Hasta el momento, las baterías recicladas a partir de vehículos híbridos eran del tipo NiMH y NiCd. Sin embargo, el aumento en las ventas de vehículos eléctricos de batería hará que el flujo de residuos de baterías de ion-litio superare a las anteriores (Danino-Perraud, 2020).

La variedad de tecnologías, formatos y composiciones químicas utilizadas en estas baterías es un obstáculo para la eficacia de los procesos de reciclaje. La ausencia de transmisión de estos conocimientos desde las empresas fabricantes hasta las recicladoras puede llegar a provocar accidentes técnicos, especialmente en los procesos de hidrometalurgia.

La recuperación de cobalto es el principal objetivo del reciclaje de las baterías de ion-litio, dado su alto valor económico (Lebedeva, Di Persio, Boon-Brett, 2017). Sin embargo, justamente por este motivo los fabricantes están dando pasos hacia reducir la cantidad de cobalto en las baterías. Los fabricantes de baterías NMC se encaminan hacia las baterías 8-1-1, en lugar de las actuales composiciones 6-2-2 o 5-3-2 (Danino-Perraud, 2020). Esta reducción del uso de cobalto reduce el beneficio económico del proceso de reciclaje y puede hacer que las empresas pierdan el interés en estos procesos de recuperación.

Procesos de reciclaje

Se pueden diferenciar cuatro tecnologías de reciclaje de baterías de ion-litio (Lebedeva, Di Persio, Boon-Brett, 2017):

1. Tratamiento mecánico: Se lleva a cabo la trituration y separación de los componentes, seguido de la recuperación de la masa negra. Este material contiene los metales valiosos como el cobalto, níquel, manganeso y litio.

2. Procesos pirometalúrgicos: Las baterías se introducen a un horno para ser procesadas a alta temperatura sin un pretratamiento mecánico previo. Así se eliminan los elementos orgánicos (ánodo de carbono) y el separador (polímero), dando como resultado un polvo de aleaciones que se trata





ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

químicamente. Se recupera el cobalto, níquel, cobre y hierro, pero se pierde el aluminio, manganeso y litio en la escoria. Este proceso tiene un elevado consumo de energía.

3. Procesos hidrometalúrgicos: Se llevan a cabo tras un pretratamiento mecánico de trituración y desmontaje del cual se obtiene la masa negra. A partir de ahí, la recuperación de metales se logra a partir de un proceso de lixiviación, precipitación, extracción con disolventes, resinas de intercambio iónico y biolixiviación. Este método permite la recuperación tanto del cobalto, níquel, cobre y hierro como del litio en gran pureza. Es necesario un proceso hidrometalúrgico específico para cada tipo de batería, para evitar reacciones químicas negativas. El impacto medioambiental de los disolventes químicos utilizados en este proceso es un problema.

4. Combinación de métodos pirometalúrgicos e hidrometalúrgicos: Consiste en un pretratamiento térmico seguido de un proceso hidrometalúrgico. El tratamiento térmico elimina los compuestos orgánicos y el grafito, los cuales afectan negativamente a la lixiviación y separación sólido-líquido. Este proceso evita los problemas de seguridad derivados de la variedad de composiciones químicas, formatos y estados de carga.

A escala industrial, los procesos pirometalúrgicos son las técnicas de reciclaje más utilizadas por su simplicidad. Los procesos hidrometalúrgicos encuentran mayores dificultades para ser implementados a escala industrial debido a su complejidad y dependencia con respecto al tipo concreto de cátodo.⁵³

Según algunos análisis de ciclo de vida, se ha encontrado que elevado consumo energético y la complejidad de los procesos de reciclaje de baterías de vehículos eléctricos pueden suponer que no exista un ahorro de emisiones de gases de efecto invernadero en comparación con la producción primaria.⁵⁴ Por estos motivos es necesario lograr procesos de reciclaje más eficientes que mejoren la viabilidad medioambiental y económica.⁵⁵

En la **Tabla 26** se presentan la eficiencia de reciclaje de metales que algunas investigaciones consideran posible obtener en baterías de tipo NMC y LFP. Sin embargo, algunas de las personas expertas consultadas para la elaboración de

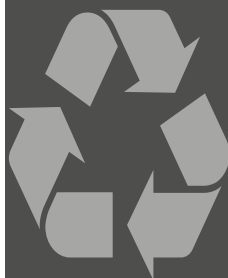
⁵³Mossali, E.; Picone, N.; Gentilini, L.; Rodríguez, O.; Pérez, J.M.; Colledani, M. Lithium-ion batteries towards circular economy: A literature review of opportunities and issues of recycling treatments. *Journal of Environmental Management* 2020, 264, 110500. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110500>.

⁵⁴Ciez, R.E., Whitacre, J.F. Examining different recycling processes for lithium-ion batteries. *Nat Sustain* 2, 148–156 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0222-5>

⁵⁵Harper, G., Sommerville, R., Kendrick, E. et al. Recycling lithium-ion batteries from electric vehicles. *Nature* 575, 75–86 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1682-5>

13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminum 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2





ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

este informe nos indican que las cifras presentadas son excesivamente elevadas y que en ningún caso pueden obtenerse eficiencias cercanas al 100 %.



Tabla 26: Eficiencia de reciclaje de materiales según diferentes procesos de reciclaje de baterías. Valores presentados en Lebedeva, Di Persio, Boon-Brett (2017)..

Material	Combinación procesos pirometalúrgico [%] Baterías NMC y LFP	Proceso hidrometalúrgico NMC [%] Baterías NMC	Proceso hidrometalúrgico LFP [%] Baterías LFP
Litio	57	94	81
Níquel	95	97	NA
Manganeso	0	~ 100	NA
Cobalto	94	~ 100	NA

La planta de reciclaje de baterías de Umicore, en Bélgica, utiliza la combinación de métodos pirometalúrgicos e hidrometalúrgicos, logrando una tasa de recuperación del 95 % para el cobalto, níquel y cobre junto a cantidades adicionales de litio (Danino-Perraud, 2020).

Existen investigaciones sobre otros métodos de reciclaje de baterías de ion-litio, como el método de “recuperación directa” de la empresa Retrie. Se trata de un proceso de baja temperatura, bajo consumo energético, bajas emisiones y muy pocos residuos. Se basa en el baño del cátodo en una solución química suave que lo rejuvenece, de forma que puede volver a incorporarse a la fabricación de nuevas baterías sin necesidad de reconstruirlo.⁵⁶ Los procesos de recuperación directa de baterías recargables de ion-litio reducen considerablemente las emisiones de gases de efecto invernadero en comparación con la producción primaria, y tienen el potencial de ser competitivos económicamente.⁵⁷

Más allá de los métodos específicos de reciclaje, el proceso industrial en el que se englobe la recuperación de metales es determinante. En un sistema de bucle cerrado los materiales recuperados son reutilizados en la misma aplicación que

⁵⁶Gies, E., Lazarus batteries. *Nature*, 2015. 526: p. S100-S101

⁵⁷Ciez, R.E., Whitacre, J.F. Examining different recycling processes for lithium-ion batteries. *Nat Sustain* 2, 148–156 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0222-5>



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES



antes. En un sistema de bucle abierto, los materiales recuperados son reutilizados para otras aplicaciones. Se estima que los procesos de bucle cerrado de reciclaje de baterías logran reducir en un 51 % el impacto ambiental de la fabricación.⁵⁸ La empresa Umicore recicla baterías en un sistema de bucle cerrado, de forma que los materiales recuperados se introducen a la fabricación de precursores de nuevas baterías. Mientras que la empresa SNAM recicla baterías con un sistema de bucle abierto en el que la masa negra obtenida se vende a empresas metalúrgicas para otros usos (Danino-Perraud, 2020).

Retos y propuestas de mejora del reciclaje de baterías

Como hemos visto, el reciclaje de baterías de ion-litio presenta diferentes dificultades y obstáculos que deben ser superados para aumentar la recuperación de materiales a partir de dispositivos que llegan al fin de su vida útil. Las mejoras en la recuperación a partir de baterías portátiles de aparatos electrónicos deben incidir en el desarrollo de sistemas de depósito que fomenten la devolución de dichos aparatos para poder alcanzar un flujo suficiente y estable de residuos que alimente los procesos de reciclaje. En este sentido, la implantación de sistemas de alquiler de componentes basados en un sistema modular permitiría avanzar en esta dirección: cambia la batería, no el móvil. Esto se debe hacer al mismo tiempo que se regula para evitar las exportaciones ilegales de residuos de aparatos electrónicos.

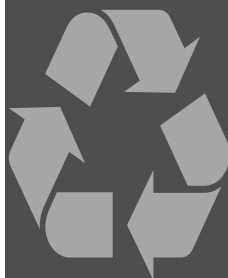
Otro elemento que debe estar presente pasa por una mejora de la clasificación y separación de diferentes tipos de baterías al final de su vida útil. La gran variedad de formas, tamaños y composiciones químicas supone un obstáculo a la viabilidad de implementar procesos de reciclaje de baterías a gran escala.⁵⁹ Los recicladores deben tener las herramientas para conocer e identificar de forma sencilla la composición química de las baterías gastadas que tienen que gestionar. Esto podría lograrse a partir de un sistema de etiquetado obligatorio para los fabricantes de baterías. Actualmente, según se ha informado desde el Gremi de Recuperació de Catalunya, la mayor parte de los incendios que se producen en el sector de la recuperación son provocados por las baterías de ion-litio que no han sido identificadas y explotan en medio de la chatarra.

Se estima que el reciclaje de baterías de vehículos eléctricos no llegue a su madurez hasta 2025-2030, cuando aumenten los flujos de los residuos

⁵⁸Dewulf J., Van der Vorst G., Denturck K., Vandeputte K. (2010). Recycling rechargeable lithium-ion batteries: critical analysis of natural resource savings. *Resources Conservation and Recycling*. 4 (54), 229-234.
⁵⁹Chen, M., Ma, X., Chen, B., Arsenault, R., Karlson, P., Simon, N., and Wang, Y. (2019). Recycling end-of-life electric vehicle lithium-ion batteries. *Joule* 3, 2622–2646. <https://doi.org/10.1016/j.joule.2019.09.014>

13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

recogidos. Sin embargo, las decisiones que permitan desarrollar los procesos e infraestructuras para reciclar adecuadamente ese volumen de residuos deben ser tomadas ahora. Este reciclaje necesita de nuevos modelos económicos, en los que se incluyan soluciones como:

- ✓ Ecodiseño, que facilite los procesos de desmontaje, recuperación de componentes y reciclaje de materiales.
- ✓ Leasing, en los que se haga uso de la batería mediante el pago de un alquiler, de forma que es al fabricante a quien más le interesa que se mantenga en buen estado.
- ✓ Estandarización de la fabricación, que homogeneice la composición química y formatos de baterías utilizados para facilitar los procesos de reciclaje a gran escala.
- ✓ Organización del reciclaje en sistemas de circuito cerrado, que reduzcan los impactos ambientales y de consumo energético.

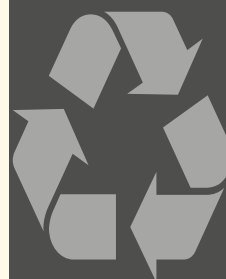
Para promover la implantación de estas mejoras, el marco normativo, mediante la revisión de la Directiva 2006/66/CE, debe incluir la introducción de cuotas específicas de recuperación de materiales a partir de baterías en el fin de su vida útil, más allá de las cuotas mínimas de reciclaje calculadas en peso. La implantación de sistemas de circuito cerrado exige una planificación del conjunto de la cadena de valor en la producción de baterías. Por tanto, se hace necesaria una política industrial de la Unión Europea y los estados miembros que faciliten el desarrollo de las infraestructuras de reciclaje, del mercado de materiales secundarios y de las infraestructuras de fabricación de baterías a partir de dichos materiales.

6.3.2. Paneles fotovoltaicos

Los módulos fotovoltaicos de silicio cristalino típicos contienen alrededor del 76% de vidrio (superficie del panel), 10 % de polímero (encapsulante y lámina posterior), 8 % de aluminio (principalmente el marco), 5 % de silicio (células solares), 1 % de cobre (interconectores) y menos del 0,1 % de plata (líneas de contacto) y otros metales (principalmente estaño y plomo) (Weckend, Wade, Heath, 2016). Desde el punto de vista del valor económico, la plata representa el 47% del valor de los paneles, seguida por el aluminio (26 %), el silicio (11 %), el cobre (8 %) y el vidrio (8 %) (Weckend, Wade, Heath, 2016). Debido a que la instalación de grandes cantidades de paneles fotovoltaicos ha tenido lugar en las últimas décadas, todavía no se están recibiendo grandes flujos de residuos



Es necesaria una política industrial de la Unión Europea y los estados miembros que faciliten el desarrollo de las infraestructuras de reciclaje, del mercado de materiales secundarios y de las infraestructuras de fabricación de baterías a partir de dichos materiales.



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

de este tipo. Eso hace que en la mayoría de los casos sean procesados en plantas de reciclaje general, en lugar de en plantas específicas de residuos fotovoltaicos. En estos emplazamientos se centran en la separación de los principales componentes de los paneles. Esto permite obtener unas altas tasas de recuperación para los materiales que componen la mayor parte del peso del panel, pero no llegan a recuperar los metales presentes en menores cantidades, como la plata (Weckend, Wade, Heath, 2016).

El reciclaje de módulos fotovoltaicos de silicio cristalino puede lograr una buena recuperación del cristal templado con un proceso de coste relativamente bajo. El aluminio y el cobre del marco, así como los cables contenidos en el módulo se pueden integrar en los ciclos de reciclaje de metales, ya existentes y bien asentados, logrando de forma sencilla un buen potencial de recuperación. Sin embargo, la recuperación de las pequeñas cantidades de metales valiosos y escasos requiere procesos avanzados adicionales.

El vidrio, el aluminio y el cobre, pueden ser recuperados en tasas superiores al 85% de la masa del módulo a través de una separación puramente mecánica. Sin embargo, sin una combinación de pasos térmicos, químicos o metalúrgicos, los metales valiosos y escasos contenidos en el módulo solo pueden ser recuperados con los niveles de impureza demasiado altos.

Algunos de estos procesos realizan una primera separación en el módulo a partir de pirólisis para luego eliminar las capas de metalización y dopante de las células solares en varios pasos de grabado selectivo (Weckend, Wade, Heath, 2016).

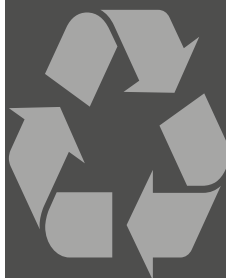
Una de las mayores dificultades para el reciclaje de los paneles fotovoltaicos es la eliminación del material encapsulante que protege a la célula. Se han investigado y probado varios métodos para ello, entre los que se incluye la trituración mecánica, el procesamiento térmico, los disolventes orgánicos, la pirólisis, las micro emulsiones y la radiación ultrasónica.

6.3.3. Residuos de aparatos eléctricos y electrónicos

Los Residuos de Aparatos Eléctricos y Electrónicos contienen una gran cantidad y variedad de materiales críticos, pero son unos residuos muy heterogéneos sobre los que no es posible aplicar tecnologías de reciclaje genéricas (Sethurajan et al., 2019). Los residuos de placas de circuitos impresos (PCB), pantallas de cristal líquido (LCD), tubos de rayos catódicos (CRT), lámparas fluorescentes, discos duros (HDD), diodos emisores de luz (LED) y baterías son los RAEE con mayor crecimiento anual y mayor contenido en elementos críticos.

13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2



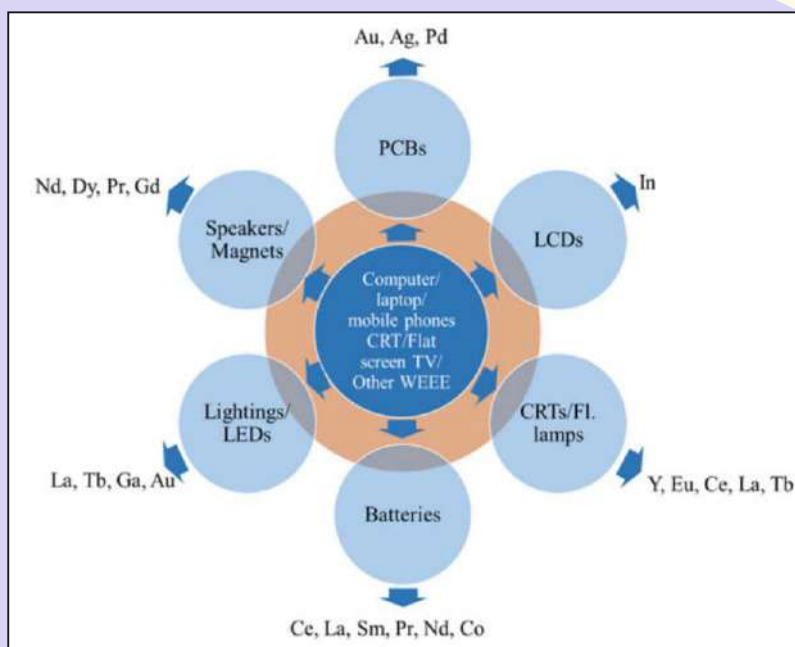


ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

En la **Figura 23** se muestran los materiales críticos que están contenidos en diferentes tipos de RAEE.



Figura 23:
 Representación gráfica de los diferentes tipos de RAEE y las principales materias primas críticas presentes.
 Extraída de Sethurajan et al. (2019).



Podemos destacar el alto contenido de indio presente en las pantallas LCD, o la presencia de metales preciosos como el oro, la plata y el paladio en las PCB. La concentración de estos últimos en este tipo de residuos es mucho más alta que la que se encuentra en los depósitos naturales.

El proceso de reciclaje de RAEE tiene una primera fase de pretratamiento, que puede ser sucedida por procesos pirometalúrgicos o hidrometalúrgicos para la recuperación de elementos críticos. La fase de pretratamiento adquiere una especial importancia para aumentar la eficacia técnica y reducir el coste de los procesos posteriores.

Estas operaciones son indispensables también para el reciclaje convencional de RAEE, centrado en la recuperación de las fracciones más relevantes en masa, como son los metales ferrosos y no ferrosos, el plástico y el vidrio.



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

Esta fase consiste principalmente tres operaciones:

1. Desmontaje y desmantelamiento manual
2. Tratamiento mecánico
3. Combinación de tratamiento previo manual y mecánico

El desmontaje y desmantelamiento se centra en la recuperación selectiva de componentes y dispositivos. Realiza la separación de condensadores, baterías, pantallas y PCB para su posterior reutilización o tratamiento. Este proceso permite enriquecer y concentrar las partes que contienen los materiales críticos. En la mayoría de los casos, debe realizarse de forma manual, por lo que exige una gran cantidad de mano de obra. El desmontaje totalmente automatizado actualmente no es factible desde el punto de vista técnico.

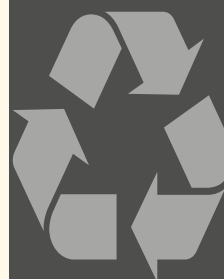
Una vez realizado este desmontaje, los componentes se someten a un tratamiento mecánico que permita realizar una separación de materiales según sus características físicas, como el peso, el tamaño, la forma, la densidad o las características eléctricas y magnéticas.

El objetivo de esta fase es realizar la máxima separación de materiales posible antes de los procesos pirometalúrgicos e hidrometalúrgicos.

La primera etapa es una reducción del tamaño mediante trituradoras y molinos de martillos. El tamaño de reducción necesario viene determinado por la siguiente operación. En el caso de las PCB, se necesita reducir hasta los 5mm de tamaño para obtener un alto grado de liberación de metales ferromagnéticos, del cobre y del aluminio.

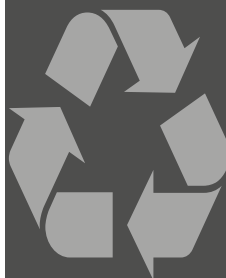
Algunas técnicas utilizadas para la separación de materiales son los tambores magnéticos para los metales ferrosos, la clasificación por aire para los materiales esponjosos, la separación electrostática para metales básicos y preciosos, o las mesas vibratorias para una separación por gravedad. Cada método es más eficaz según un determinado rango de tamaños.

El pretratamiento finaliza con la separación de las diferentes fracciones de materiales presentes en los RAEE. La fracción de metales ferrosos y la fracción no-metálica (plásticos, vidros, etc.) pasará a procesos de tratamiento específicos. Las fracciones en las que se encuentran los metales y materiales críticos no ferrosos se someterán a un proceso pirometalúrgico o hidrometalúrgico.



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2



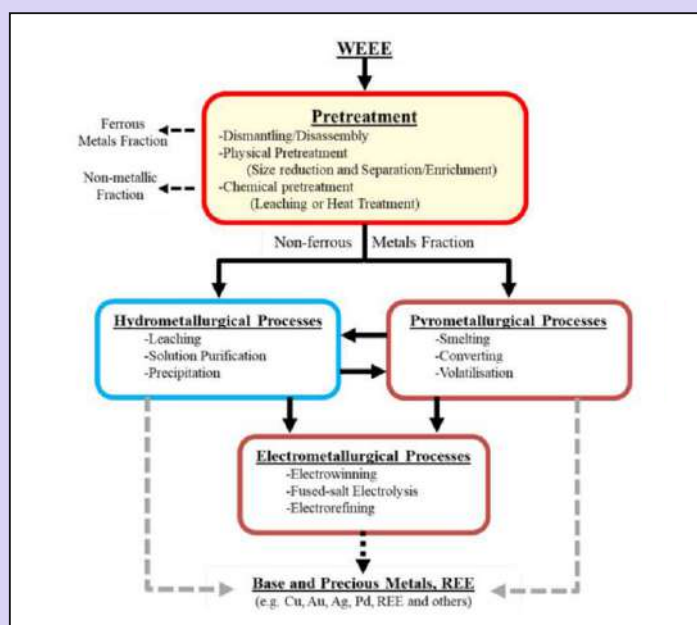


ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

En la **Figura 24** se muestran los diferentes pasos que sigue el reciclaje de los RAEE hasta la recuperación de metales preciosos y materias críticas.



Figura 24:
Operaciones y procesos en el tratamiento de los RAEE para la recuperación de materiales críticos y metales preciosos. Extraída de Sethurajan et al. (2019).



Estos procesos tienen algunas desventajas. Los métodos de reciclaje por pirometalurgia no son adecuados para la recuperación de metales escasos presentes en los RAEE, debido a sus altos costes energéticos y económicos. Los métodos de hidrometalurgia, por su parte, presentan inconvenientes relacionados con la toxicidad de los ácidos utilizados, la contaminación por metales pesados o la generación de lodos (Sethurajan et al., 2019). El proceso hidrometalúrgico de tratamiento de RAEE consiste en dos operaciones principales.

En primer lugar, una lixiviación, en la que la fracción triturada rica en metales procedente del pretratamiento se disuelve en productos químicos acuosos. En segundo lugar, la recuperación selectiva de los metales disueltos. Esta segunda operación se lleva a cabo a partir de técnicas como la precipitación, adsorción, extracción por solventes o la electrólisis. La recuperación de cada elemento específico requiere un proceso concreto, tanto en la elección de los ácidos de disolución como en la recuperación selectiva.



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

La complejidad y el coste económico de los procesos pirometalúrgicos e hidrometalúrgicos hace que en la mayoría de los centros de tratamiento de RAEE no se lleguen a llevar a cabo. Para asegurar una alta eficiencia técnica de estos procesos es fundamental una exhaustiva fase de pretratamiento, en la que se separe lo máximo posible los componentes ricos en determinados materiales.

Se estima que las técnicas de pretratamiento utilizadas para RAEE implican que únicamente el 12 % de la plata y el 26 % del oro y el paladio llegan a las fracciones de las que potencialmente pueden ser recuperados (Chancerel et al., 2009). Los análisis de flujos materiales sobre los procesos de reciclaje de RAEE revelan que cuanto mayor sea la trituration aplicada en el pretratamiento mayor es la cantidad de metales preciosos que son perdidos (Mitjans et al., 2014). La mayor parte de estos metales preciosos son mezclados con las fracciones principales como plásticos y metales no ferrosos, de forma que su concentración es muy baja.

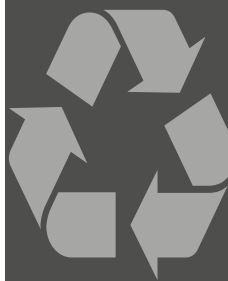
Esto es algo que dificulta considerablemente su recuperación. Si se tritura un componente que contiene una gran cantidad de metales, lograr la separación de todos ellos mediante un posterior proceso hidrometalúrgico será muy costoso y complicado. Sin embargo, si se logra diferenciar y triturar de forma diferenciada los componentes ricos en uno, o unos pocos metales, el proceso posterior será más simple.

Un ejemplo de esto se puede encontrar en el reciclaje de los discos duros. Se ha comprobado que realizar las operaciones de separación no destructiva de los circuitos impresos (PCB) y los imanes permanentes contenidos en el disco duro es económicamente viable (Talens Peiró et al., 2020). El coste de las operaciones de separación es inferior al valor de los materiales contenidos de forma concentrada en estas piezas. Por lo tanto, la separación no destructiva de los componentes con un alto contenido de minerales críticos debe ser impulsada y promovida para aumentar el reciclaje. Por otro lado, es fundamental optimizar la estructura y el diseño de los aparatos eléctricos y electrónicos para facilitar el desmontaje manual y los procesos de reciclaje. El ecodiseño es una estrategia necesaria para la mejora de la recuperación de materiales (Talens Peiró et al., 2020). En este sentido, es importante destacar que una mayor estandarización de los diseños facilitaría los procesos de reciclaje de estos dispositivos al final de su vida útil. La gran cantidad y variedad de diseños y composiciones químicas, en la mayoría de los casos desconocida a priori por parte de los centros de reciclaje, supone un gran obstáculo para lograr una recuperación efectiva de los materiales contenidos en estos dispositivos.



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2

ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

Esto es algo que debería acompañarse con un incremento de la reparación y reutilización, tanto de productos como de componentes. Análisis sobre productos concretos, como es el caso de las lavadoras, muestran que las actuales cifras de reutilización son muy bajas (Talens Peiró et al., 2022). Poner el foco en las posibilidades de reutilización permitiría el aumentar el aprovechamiento de componentes funcionales que actualmente se pierden bajo los actuales esquemas de recogida y reciclaje. Esto reduciría la demanda de materiales y energía para la fabricación de nuevos componentes.

Un elemento que puede ayudar a avanzar en este sentido sería la creación de bases de datos conjuntas de dispositivos y componentes electrónicos para su reparación, reutilización o reciclaje (Talens Peiró et al., 2021). El incremento de la reutilización de RAEE tendría también el impacto positivo de la creación de múltiples empleos, tal y como se señala en un informe realizado por el Gremi de Recuperació de Catalunya (Mitjans et al., 2014).

Por último, es importante destacar que la actual Directiva Europea 2012/19 de gestión de RAEE establece los objetivos mínimos de reciclaje según porcentaje en peso de los dispositivos completos. Esto supone un incentivo negativo para la recuperación de elementos preciosos y críticos. El avance hacia una mayor recuperación de los metales críticos presentes en los RAEE se vería estimulada por una modificación de la directiva que establezca objetivos mínimos de reciclaje para elementos específicos.

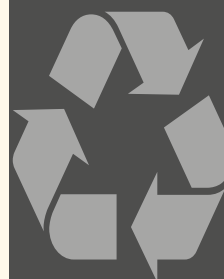
6.4. Conclusiones sobre recogida y reciclaje de minerales críticos

En el capítulo 5 de este informe hemos visto cómo existe un importante potencial de recogida de los minerales contenidos en baterías, vehículos y aparatos eléctricos y electrónicos. Tras la aplicación de varias normativas que avanzan en este sentido, la actual configuración del sistema de recogida de dispositivos al final de su vida útil debería tener el potencial de hacer entrar a los canales oficiales de tratamiento la mayoría de los minerales críticos contenidos en estos productos. En la **Tabla 23** podemos ver cómo el potencial de recogida supera el 70 % para el caso del neodimio y el disprosio, mientras que en el caso del litio sería del 56 %.

Estos porcentajes representan un límite superior. Lamentablemente, la recuperación de neodimio, disprosio o litio en el Estado español es todavía residual. Tal y como se ha mostrado en la **Figura 17**, la cantidad de materiales recuperados y aptos para la fabricación de nuevos dispositivos no es en absoluto equivalente a la cantidad de materiales que entran a los canales oficiales de



Para reducir la extracción y su impacto ambiental es urgente implementar medidas políticas que avancen hacia una mejora de los procesos de recogida y reciclaje, permitiendo elevar la cantidad de materiales secundarios recuperados.



ANÁLISIS DEL RECICLAJE Y SUSTITUCIÓN DE METALES

recogida. Podemos estimar que existen flujos considerables de minerales esenciales para la transición energética que son gestionados como residuos, pero que no son recuperados en ese proceso.

Esto implica que la fabricación de las tecnologías que permitan una descarbonización de la economía acentuará la presión de la extracción primaria de estos minerales, incrementando así los impactos socio-ambientales asociados. En muchos los casos, sobre los países del Sur Global que tienen los mayores yacimientos mineros.

Para corregir esta situación, es urgente implementar medidas políticas que avancen hacia una mejora de los procesos de recogida y reciclaje, permitiendo elevar la cantidad de materiales secundarios recuperados. En la siguiente sección se señalan algunas propuestas en este sentido.

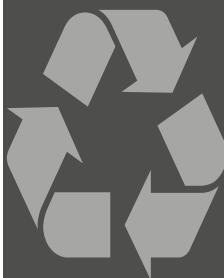


Sin una mejora sustancial de los procesos de recogida y reciclaje, la descarbonización de la economía acentuará la presión de la extracción primaria de estos minerales, incrementando

así los impactos socio-ambientales asociados. En muchos los casos, sobre los países del Sur Global que tienen los mayores yacimientos mineros.

13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.384	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815386	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

Dentro de los límites de la termodinámica, es teóricamente posible reciclar los metales una y otra vez manteniendo sus propiedades, pero esto no ocurre en buena medida por las deficiencias en los sistemas y políticas de recuperación y reciclaje. Estas deficiencias llevan a una mayor demanda y dependencia de la extracción primaria, agravando los impactos ambientales asociados a la minería, al mayor coste energético y emisiones asociadas al procesado de minerales primarios y a la propia dispersión de los metales no reciclados en los ecosistemas (BIR, 2016). Estas deficiencias llevan además a que el reciclaje de metales, en particular de RAEE, acabe realizándose muchas veces dentro del mercado informal en terceros países, sin garantías ambientales ni para la salud de las personas.

El avance significativo de la minería urbana frente a la extracción primaria se ve limitado en la actualidad por múltiples factores, incluyendo los costes de recuperación y procesado de los metales frente al coste de las mismas materias primas en los mercados de metales primarios. Esta “competencia desleal” en el mercado de metales viene dada por la falta de internalización de las negatividades, costes y pasivos ambientales de la minería y el procesado de los minerales en el precio de mercado de los metales primarios; y la falta de internalización de las positividades generadas por la recuperación y reciclaje de metales cuando los metales secundarios llegan al mercado.

Hoy por hoy, el coste de la recolección, despiece, selección, separación y fundición en la producción de metales secundarios debe sufragarse con el valor de la comercialización de los materiales resultantes. Si bien el reciclaje de metales es un sector rentable, la recuperación de determinados metales presentes en concentraciones más reducidas no siempre lo es, llevando al infrareciclaje de los productos y consecuente desperdicio de metales valiosos a pesar de los impactos ambientales que implica su extracción primaria y el carácter “crítico” que se les atribuye en términos geopolíticos.

Es urgente implementar medidas políticas que permitan avanzar hacia una mejora de los procesos de recogida y reciclaje, permitiendo elevar la cantidad de materiales secundarios recuperados. Hemos visto a lo largo de este informe como en muchos casos se produce un reciclaje no-funcional, o subciclado, particularmente en relación a los minerales críticos. El material recuperado no conserva las propiedades estructurales que le permitan ser incluido en la fabricación de dispositivos equivalentes al original. De esta forma, los metales se degradan y es necesario aportar nuevos metales que provienen de la extracción minera primaria. Esto ocurre especialmente en aquellos casos en los que no se considera el conjunto de la cadena de valor. Para evitar que los



Dentro de los límites de la termodinámica, es teóricamente posible reciclar los metales una y otra vez manteniendo sus propiedades, pero esto no ocurre en buena medida por las deficiencias en los sistemas y políticas de recuperación y reciclaje.



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

materiales se pierdan en aplicaciones de menor calidad es necesario asegurar un **reciclaje en circuito cerrado** a partir de una política industrial que facilite el desarrollo conectado de infraestructuras de reciclaje y de fabricación de nuevos productos a partir de dicha recuperación.

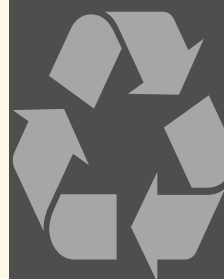
Hemos comprobado cómo desensamblar los dispositivos que llegan al final de su vida útil es fundamental para evitar la pérdida de materiales en los procesos de reciclaje. Esto permite separar diferentes fracciones con elevadas concentraciones de determinados minerales sobre las que aplicar diferentes rutas metalúrgicas que posibiliten su recuperación. Los procesos de trituración conjunta en el pretratamiento de RAEE aumentan las pérdidas de metales preciosos. Por estos motivos, es fundamental establecer procesos de reciclaje en los que se asegure el máximo desensamblado y separación posible.

Este apartado presenta, en primer lugar, una batería de propuestas enfocadas a maximizar el potencial de la minería urbana actuando sobre estos desequilibrios mediante políticas regulatorias, pero también sobre las prácticas y preferencias de la ciudadanía. Se abordan también diversas alternativas tecnológicas tanto para la recuperación de metales a partir de residuos y espacios contaminados (como, por ejemplo, la fitominería en suelos contaminados, la recuperación de residuos mineros o el aprovechamiento de salmueras de plantas de desalación) como para la sustitución de metales. Y, finalmente, se apuntan algunas propuestas sistémicas para la reducción del consumo de metales.

7.1. Medidas sobre el diseño de productos

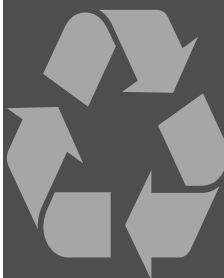
La complejidad del reciclaje de metales ha aumentado exponencialmente en las últimas décadas sin que la industria del reciclado haya conseguido siempre acompañar estos cambios. Tradicionalmente, el reciclaje era metalocéntrico, dominado por las industrias de producción secundaria de acero, cobre, aluminio, estaño, plomo, zinc, titanio y cromo, metales usados de forma abundante en aplicaciones relativamente simples.

El flujo cada vez mayor de productos eléctricos y electrónicos, leds, baterías, paneles solares, con un número elevado de metales “críticos” de alto valor, pero en pequeñas cantidades, necesita de plantas de reciclado dedicadas a su recuperación, una vez que la mayoría fundiciones tradicionales no están preparadas para ello. Incluso así, el caso de convertidores catalíticos de automóviles y aplicaciones industriales, ricos en elementos del grupo del platino, evidencia como la industria puede adaptarse para su recuperación. Los cambios inducidos por la miniaturización y el aumento en el número de metales



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

presentes en cada dispositivo (por ejemplo, los concentrados de zinc han pasado de unos 20 elementos presentes a más de 50) obliga a adoptar un nuevo enfoque productocéntrico en la que los procesos se adapten a los distintos productos a reciclar, pero también es necesario que el diseño de los productos tenga en cuenta las facilidades del reciclaje.

A continuación, se presentan propuestas orientadas a la fase de diseño y fabricación de los productos que pueden facilitar o estimular el reciclaje de metales. Muchas de estas medidas tienen implicaciones directas sobre la reparabilidad, extensión de la vida útil de los productos y limitación de la obsolescencia programada y percibida, de modo que se incluyen también en este apartado algunas medidas con ese enfoque y que resultan igualmente fundamentales para limitar el consumo de metales primarios y secundarios. A pesar del enfoque de este documento sobre el reciclaje, se asume que este debe ser la última opción, cuando la reutilización, reparación, reacondicionado o remanufactura ya no son viables.

7.1.1. Contenido mínimo obligatorio de metales secundarios y políticas de sustitución

El establecimiento de un contenido mínimo obligatorio de material reciclado es una estrategia que ya ha sido ampliamente testada para productos de papel o plástico y supondría un estímulo inmediato de la demanda de materiales secundarios. Las normas que establezcan estos objetivos han de ser ambiciosas y progresivas para permitir un desarrollo pleno de las potencialidades del reciclado de metales mediante inversiones, investigación y la generación de economías de escala. El establecimiento de contenidos obligatorios contribuye además a internalizar los beneficios ambientales del reciclaje en el sistema de precios creando cadenas de valor circulares. Ya existen normas de ecodiseño que están creando metodologías para evaluar la proporción de materiales reciclados (i.e., CEN/CENELEC 4555X).

Actualmente las referencias legales existentes son esencialmente declarativas. Mientras que la Directiva sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos de 2012 y el Real Decreto 110/2015, de 20 de febrero, sobre residuos de aparatos eléctricos y electrónicos establecen unos objetivos mínimos de valorización, no sólo se están incumpliendo, sino que estas normas no tienen reflejo en la obligación de uso de los materiales secundarios generados en los productos nuevos. Además, los objetivos de reciclado de metales que establecen estas normas marcan metas porcentuales relativas al peso neto o una determinada fracción (plásticos, metales), pero no en función del contenido de distintos



El establecimiento de un contenido mínimo obligatorio de material reciclado es una estrategia que ya ha sido ampliamente testada para productos de papel o plástico y supondría un estímulo inmediato de la demanda de materiales



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

metales, en particular los considerados “críticos”. Esto hace que el énfasis se coloque en obtener porcentajes netos más elevados dentro de cada fracción, y no en la recuperación de los materiales más valiosos pero presentes en cantidades mucho más reducidas (UNEP, 2013).

Preocupantemente, algunas de las normas en proceso de desarrollo, como la propuesta de Reglamento relativo a las pilas y baterías y sus residuos,⁶⁰ establecen contenidos mínimos extremadamente modestos para las próximas décadas: 12 % para el cobalto; 85 % para el plomo, 4 % para el litio y 4 % para el níquel, en 2030.

El establecimiento de objetivos ambiciosos en contenido mínimo de metales secundarios no debe limitarse a productos específicos como las baterías, debería dar prioridad al estímulo de la recuperación de metales con bajos porcentajes actuales y a los denominados “críticos”, cuya demanda está agravando los impactos de la extracción primaria. En el caso del acero, la propia industria ha indicado que un contenido mínimo reciclado del 90 % sería perfectamente asumible para las fundiciones de horno de arco eléctrico (EuRIC, 2021).

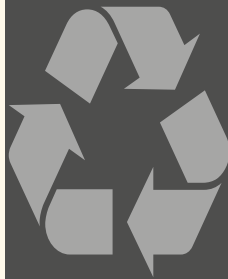
Tanto las medidas referentes al contenido mínimo obligatorio de material reciclado como las relativas a su etiquetado implica desarrollar sistemas de transparencia y trazabilidad en las cadenas de suministro, también en relación al origen de los metales primarios.

En aquellos casos en los que sea posible, deben adoptarse medidas que incentiven las tecnologías basadas en materiales abundantes, sustituyendo a aquellas basadas en minerales críticos. Este puede ser el caso de las baterías de litio-ferrofosfato (LFP) en lugar de las basadas en cobalto en la movilidad eléctrica; el caso del uso de paneles fotovoltaicos de silicio cristalino en lugar de tecnologías de capa fina como la CIGS o CdTe; el caso de la metalización de los contactos frontales con cobre y níquel de los paneles fotovoltaicos de silicio cristalino en lugar del uso de plata; o el caso de la utilización de aerogeneradores que no requieran imanes permanentes.

7.1.2. Diseño de productos para facilitar la reparación y reciclaje

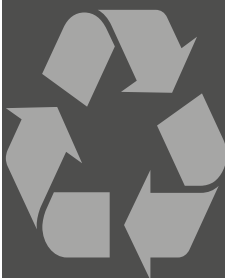
El modelo de desarrollo lineal de productos de usar y tirar se asienta en la fantasía de la disponibilidad ilimitada de recursos. Esto ha hecho que el diseño

⁶⁰Véase: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX:52020PC0798&from=EN>



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminum 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

de los productos a consumir pivote sobre la función primaria del producto, pero esta concepción debe superarse, de modo que la reparabilidad funcional y la recuperabilidad de los metales presentes en el producto sean necesariamente consideraciones básicas del diseño. Así lo reconoce el Informe de la Comisión Europea sobre la aplicación del Plan de Acción para la Economía Circular cuando afirma que “La posibilidad de reparar o reciclar un producto y reutilizar sus componentes y materiales depende en gran medida de su diseño inicial”.⁶¹

La miniaturización de los productos electrónicos ha hecho que muchos de sus componentes estén integrados, pegados o soldados como parte de la estructura principal, impidiendo o dificultando tanto la reparación como el reciclaje o incluso la remoción de componentes peligrosos, como las baterías. Esto resulta incompatible o dificulta sobremanera la compatibilidad económica con el sistema de reciclaje, exigiendo una mayor inversión energética y llevando a un incremento de entropía.

El actual enfoque de diseño de productos electrónicos implica un desperdicio enorme de metales en el despiece, trituración, selección y tratamiento metalúrgico. Volviendo al caso del oro presente en los teléfonos móviles, estudios realizados tanto en Alemania como en Estados Unidos evidencian cómo el 90% del oro presente en los dispositivos se pierde durante el pre-procesado (Lee, Sundin, Nasr, 2012), consecuencia directa de las fallas de diseño.

Por el contrario, el diseño para la reciclabilidad (Design for Recycling o DfR) parte de la base de que las propiedades físicas del producto deben permitir la separación de los distintos metales en los sistemas metalúrgicos de reciclado para obtener concentrados de alta pureza, atendiendo a las limitaciones que marcan las propiedades físicas, químicas, termodinámicas y cinéticas (UNEP, 2013). Por ejemplo, el uso de pigmentos en las aleaciones o la sustitución de tornillos por puntos de soldadura son obstáculos para la reciclabilidad.

Pero además, para que el diseño para la reciclabilidad sea efectivo en economías de escala, es esencial avanzar hacia la estandarización de productos y crear canales de comunicación efectiva entre fabricantes y recicladores. Uno de los mayores obstáculos que se encuentran las plantas de reciclaje es el desconocimiento de la composición de los dispositivos al final de su vida útil que tienen que gestionar. Esto, sumado a la diversidad de diseños de los productos, obstaculiza considerablemente la aplicación de procesos de reciclado a gran



El Informe de la Comisión Europea sobre la aplicación del Plan de Acción para la Economía Circular reconoce que la posibilidad de reparar o reciclar un producto y reutilizar sus componentes y materiales depende en gran medida de su diseño inicial.

⁶¹Véase: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX:52017DC0033&from=GA>



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

escala que permitan recuperar los minerales críticos contenidos en estos dispositivos. Avanzar hacia una correcta estandarización e identificación de los productos, así como garantizar la transmisión de información entre fabricantes y recicladores supondría un avance considerable en favor de la recuperación de minerales secundarios.

Entre las soluciones que están siendo desarrolladas en este sentido está el diseño modular, que facilita tanto la reparación como el reciclaje, una vez que la máxima separación de componentes antes del triturado es la vía que permite mayores índices de recuperación de metales, y en particular de los denominados “críticos”.

Casos de éxito como los teléfonos móviles de Fairphone o los auriculares modulares de Gerrard Street ilustran que la reciclabilidad puede compensar también en términos de mercado (EEA, 2017). Otras innovaciones tecnológicas para facilitar la reciclabilidad incluyen las placas de circuito disolubles, como las diseñadas por Jiva Materials a base de fibras naturales biodegradables que, al disolverse en agua, permite separar más fácilmente los componentes electrónicos para la recuperación de metales.

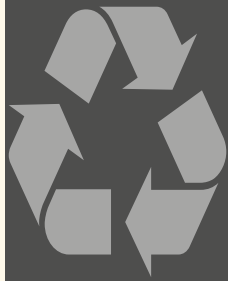
El diseño para la reciclabilidad puede ser estimulado mediante normas específicas, del mismo modo que en las últimas décadas se ha legislado para forzar la supresión de ciertos elementos tóxicos de los componentes de productos eléctricos y electrónicos, con el apoyo de medidas de difusión y sensibilización priorizadas y favorecedoras de este tipo de diseño.

Algunas normas de ecodiseño están desarrollando metodologías para evaluar la reciclabilidad y la recuperabilidad de materiales en los productos (i.e., CEN/CENELEC 4555X).

Es perfectamente posible concretizar estas propuestas mediante una revisión de la normativa europea de diseño ecológico, impidiendo que se puedan comercializar productos sin un estudio de reciclabilidad que determine el modo en el que hayan de recuperarse sus componentes y materiales.

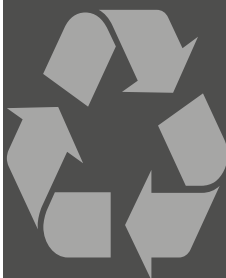
Un ejemplo pionero en este sentido es el Reglamento de la Comisión Europea por el que se establecen requisitos de diseño ecológico para servidores y productos de almacenamiento de datos de 2019 que establece un “pasaporte” de reciclabilidad, con requerimientos específicos para el cobalto y neodimio.⁶²

⁶²Véase: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX:32019R0424&from=EN>



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminum 26.9815385	Si Silicon 28.0855
Ga Gallium 69.723	Ge Germanium 72.630
In Indium 114.818	Sn Tin 118.710
Tl Thallium 204.383	Pb Lead 207.2



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA



Caja 1. Pasaporte de reciclabilidad de servidores

A partir del 1 de marzo de 2020, los fabricantes, sus representantes autorizados y los importadores a terceras partes que tengan relación con el mantenimiento, la reparación, la reutilización, el reciclado y la mejora de los servidores (incluidos los corredores, los reparadores de piezas de repuesto, los suministradores de piezas de repuesto, los recicladores y el mantenimiento por terceros), previo registro por la tercera parte interesada en un sitio web a tal efecto, deberán facilitar de manera gratuita, a partir del momento en que un modelo de producto se introduce en el mercado hasta al menos ocho años después de la introducción en el mercado del último producto de un determinado modelo de producto, la siguiente información sobre el producto en relación con los servidores y los productos de almacenamiento de datos en línea:

- a) el rango de peso indicativo (menos de 5 g, entre 5 g y 25 g, más de 25 g), a nivel de componente, de las siguientes materias primas críticas:
 - a. cobalto en las baterías;
 - b. neodimio en los HDD;
- b) instrucciones sobre las operaciones de desmontaje a que se hace referencia en el punto 1.2.1 del presente anexo, incluidos, para cada operación y componente necesario:
 - a. el tipo de operación;
 - b. el tipo y el número de técnicas de sujeción para el desbloqueo.



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

7.1.3. Etiquetado obligatorio de contenido reciclado y reciclabilidad

De forma paralela al establecimiento de contenidos mínimos en metales reciclados o normas de diseño obligatorias para posibilitar la recuperación de metales y evitar el infrareciclaje, un paso importante de cara a una mayor transparencia y sensibilización social es la obligatoriedad de informar en el etiquetado sobre el contenido de metal reciclado y sobre si el producto está diseñado para la fácil recuperación de metales.

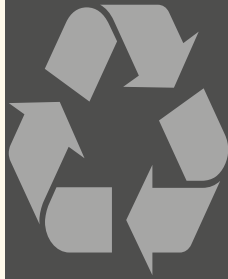
Este tipo de iniciativas posibilitan el ejercicio de opciones responsables por parte de las personas consumidoras y generan una mayor conciencia social tanto sobre la necesidad del reciclaje de metales como de nuestros propios consumos de metales. Además, el etiquetado obligatorio sería instrumental para modular las ecotasas a pagar por los productores e incluso facilitar los procesos de reciclado. En ausencia de normas de etiquetado obligatorio, un programa de certificación voluntaria podría ser igualmente útil para dar los primeros pasos en esa dirección.

En todo caso, este tipo de iniciativas tienen sentido dentro de un esfuerzo educativo y de sensibilización social más amplio sobre las implicaciones de nuestros niveles de consumo y los límites planetarios.

Por ejemplo, en 2016 se desarrolló una propuesta de “Índice de Reciclabilidad” (Recycling Index, RI) (Schaik, Reuter, 2016) en base a un estudio sobre las posibilidades de recuperación de metales de diversos productos. La propuesta de etiquetaje (ver Figura 25) se presenta en parámetros similares al de la Etiqueta energética de la Unión Europea (Directivas 92/75/EC y 2010/30/EU) o de la Certificación energética de edificios, y considera no sólo la cantidad de metal reciclado sino la calidad y el tipo de metales, con enfoque en la recuperación de metales críticos y la minimización del infrareciclaje.

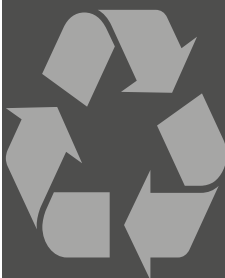
Se han realizado cálculos para su aplicación en distintos productos, como lámparas LED o teléfonos móviles (Reuter et al., 2018), del mismo modo que la etiqueta energética contempla distintas variables para electrodomésticos de distinto tipo.

Los mismos autores de esta propuesta han desarrollado otro modelo de etiquetado informativo que denominan “Flores de Materiales” (Material Flower) y que presenta en detalle la recuperabilidad de distintos elementos en función de los métodos de reciclaje utilizados, con vistas a facilitar una gestión más eficiente una vez que el producto entra en los flujos de reciclado.

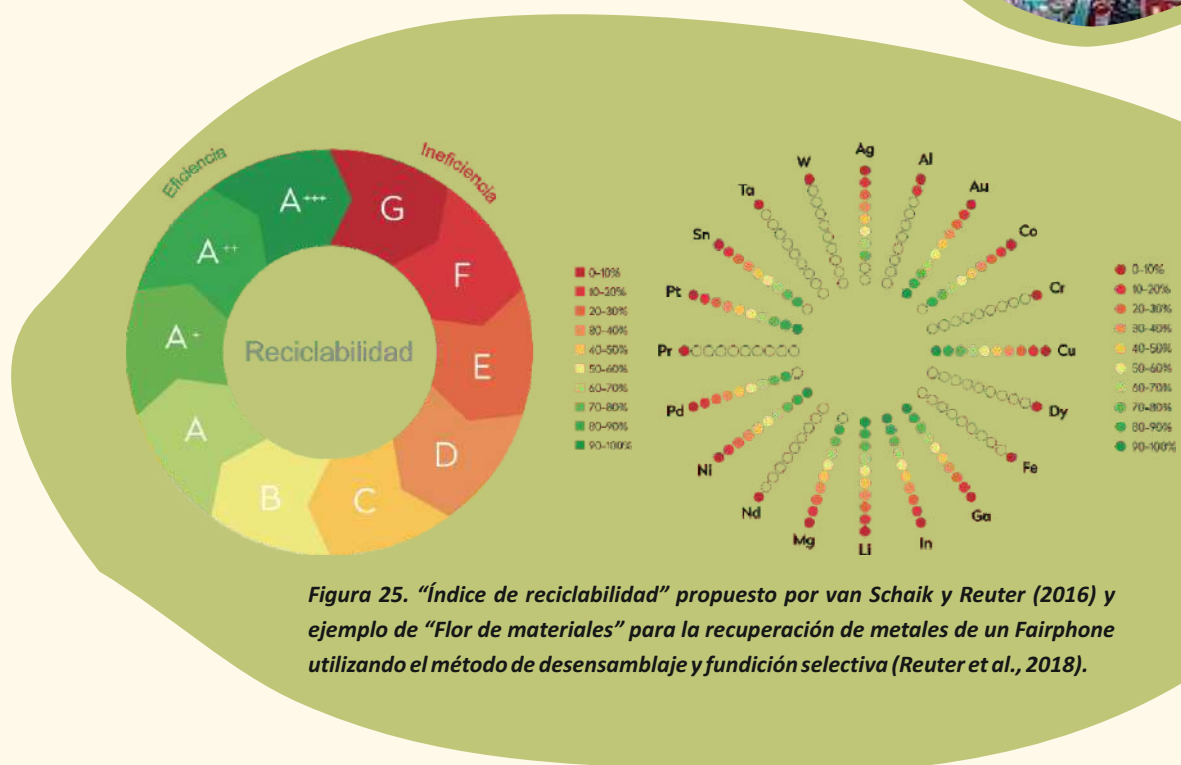


13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2





MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA



La regulación en este ámbito es clave para evitar el lavado de cara verde ("greenwashing") de los productos (como en su día ocurrió con los productos ecológicos alimentarios) y debería llevarse a cabo de forma a incluir, en el caso de la certificación de reciclabilidad, pruebas en plantas de reciclaje reales y a escala industrial.

7.1.4. Exigencia de contenido mínimo de metales secundarios y reciclabilidad en licitaciones públicas

En ausencia de obligaciones vinculantes sobre contenidos mínimos de uso de metales secundarios o sobre diseños para la reciclabilidad, una vía relevante para estimular su implantación es la incorporación de estos criterios en el ámbito de la contratación pública. Tales prácticas están amparadas por las normas europeas sobre contratación pública ecológica (Green Public Procurement), adoptadas en España en 2018 mediante el Plan de Contratación Pública Ecológica.⁶³ No obstante, el plan de 2018 no incluía criterio alguno en el

⁶³Orden de Presidencia PCI/86/2019, de 31 de enero, por la que se publica el Acuerdo del Consejo de Ministro de 7 de diciembre de 2018, por el que se aprueba el Plan de Contratación Pública Ecológica de la Administración General del Estado, sus organismos autónomos y las entidades gestoras de la Seguridad Social. Disponible en: https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2019-1394



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

ámbito de la recuperabilidad, reparabilidad o contenido en metal reciclado de aparatos electrónicos.

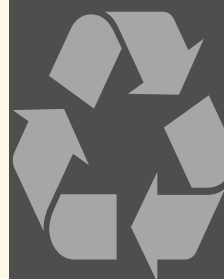
En 2021 la Comisión Europea publicó una nueva serie de normas relativas a la contratación pública para ordenadores, monitores, tablets y smartphones.⁶⁴ Las normas incluyen provisiones específicas de reciclabilidad (Design for recycling) y reconocen explícitamente que la extracción y recuperación de metales y materias primas críticas al final de su vida útil puede aumentar la eficiencia de la UE en el uso de recursos. No obstante, los criterios no abordan los principales puntos críticos de la recuperación de metales y, de adaptarse para su aplicación en España, deberían incluirse directrices específicas de modo que la contratación pública pueda estimular el reciclaje y reciclabilidad.

7.1.5. Medidas para la reparabilidad y extensión de la vida útil de los productos

En las 3 erres, no es casual que “reciclar” sea la última, precedida por reducir y reutilizar, que deben guiar el abandono del actual modelo lineal extraer-fabricar-tirar-desechar. Con frecuencia, los diseños para la reciclabilidad son parte de una aproximación más amplia del diseño para la circularidad, sostenibilidad o eficiencia en el uso de materiales. Estos conceptos buscan impulsar las posibilidades de reparar, remanufacturar y recuperar componentes, extendiendo la vida útil de los productos y reduciendo con ello la demanda de materias primas. La extensión de la vida de los productos pasa por superar los desafíos que presentan los distintos tipos de obsolescencia:

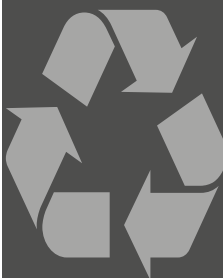
- ✓ La **obsolescencia económica** viene dada por los precios de reparación, que con frecuencia hacen que adquirir un producto nuevo sea más barato que reparar.
- ✓ La **obsolescencia tecnológica** tiene que ver con la evolución funcional (y de compatibilidad) de los productos, que llevan a optar por modelos con nuevas prestaciones.
- ✓ La **obsolescencia psicológica** está influida por percepciones subjetivas como las tendencias o adhesión a determinadas marcas.
- ✓ La **obsolescencia planificada** está determinada por el fabricante, que incorpora al diseño del producto la programación de fallos críticos (Bachér et al., 2020).

⁶⁴Véase: https://ec.europa.eu/environment/app/pdf/210309_EU%20GPP%20criteria%20computers.pdf



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminum 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

Cada uno de estos tipos pueden ser abordados con medidas específicas, muchas de ellas recomendadas ya por la ONU en un informe de 2017 (Bakker, Schuit, 2017), y que incluyen criterios mínimos de durabilidad, garantías extendidas, etiquetado de vida útil del producto (en términos similares a las propuestas de etiquetado sobre reciclabilidad) o la legislación sobre el derecho a reparar. A nivel europeo, deben destacarse el Plan de trabajo sobre diseño ecológico 2016-2019 de la Comisión (COM(2016)0773), en particular el objetivo de establecer requisitos en ámbitos como la durabilidad, la reparación, el diseño para el desmontaje y la facilidad de la reutilización y el reciclado; la Directiva y reglamento sobre diseño ecológico de 2009 y 2019⁶⁵ y la resolución del Parlamento Europeo de julio de 2017 sobre “Una vida útil más larga para los productos”.⁶⁶ Aunque la durabilidad es difícil de definir en términos jurídicos, esta está íntimamente ligada a la posibilidad de reparación, por lo que acaban por ser dos caras de la misma moneda (Milios, 2018).

Las nuevas normas que se adopten en este sentido deben garantizar la disponibilidad de piezas de repuesto, establecer sistemas independientes de testeo y detección de la obsolescencia incorporada y normas de diseño para obligar a los fabricantes a utilizar materiales y técnicas fácilmente reemplazables que permitan las reparaciones (por ejemplo, utilizando tornillos en lugar de piezas soldadas).⁶⁷ Lo que además facilitará la recuperación de metales en la última fase del ciclo de vida de los productos.

Para abordar la obsolescencia económica, no sólo son relevantes las normas que prohíban diseños que dificultan que la reparación sea económicamente viable (por ejemplo, el caso de las lavadoras de tambores sellados), sino también medidas fiscales que reduzcan o incluso supriman el IVA en las reparaciones. Bélgica redujo en el año 2000 el IVA para reparaciones desde el 21% al 6 % mientras que en 2017 Suecia tomó una medida similar para el IVA de los servicios de reparación de todo tipo de productos, desde bicicletas hasta zapatos, teléfonos y lavadoras, permitiendo además que el coste del trabajo de la reparación de electrodomésticos desgravase en la declaración de la renta (Venard, 2017).

La persecución de la obsolescencia programada, designada como delito penal en Francia en 2015 y poco después en Italia, ha llevado a los tribunales a empresas como Apple o Samsung con la imposición de multas millonarias (Kayali, 2020). En simultáneo, Francia modificó su Ley de Consumo (Code de la



Para abordar la obsolescencia económica, no sólo son relevantes las normas que prohíban diseños que dificultan que la reparación sea económicamente viable, sino también medidas fiscales que reduzcan o incluso supriman el IVA en las reparaciones.

⁶⁵Véase: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=LEGISSUM:4421917>

⁶⁶Véase: https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-8-2017-0287_ES.html

⁶⁷Véase: <https://www.europarl.europa.eu/news/en/headlines/economy/20170629STO78621/meps-call-for-measures-to-ensure-products-last-longer>



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

consommation, Version consolidée au 22 mars 2015, Art. L111-3), que obliga a informar a los consumidores sobre la disponibilidad de piezas de recambio así como a la entrega efectiva de recambios dentro de los plazos establecidos. No menos importante es buscar una simbiosis industrial eliminando las trabas administrativas que dificultan que un residuo pueda convertirse en producto dentro de las cadenas de recuperación y suministro, buscando sistemas que tiendan a cerrarse. Por ejemplo, de modo que la utilización de baterías intercambiables en dispositivos de micromovilidad (i.e., patinetes eléctricos) puedan pasar al fin de su vida útil al sector fotovoltaico y, acaba su vida útil en este ámbito, ser remanufacturadas para su uso inicial, cerrando el ciclo.

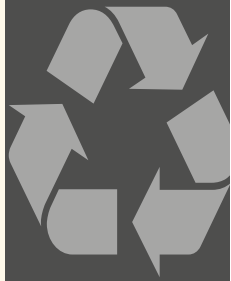
Finalmente, la alteración de patrones de consumo de determinados productos hacia la “servitización” (“*goods as service*”) puede contribuir a superar las disfunciones de los actuales mecanismos de “responsabilidad ampliada del fabricante”, o responsabilidad del fabricante sobre el ciclo de vida del producto (*Extended Producer Responsibility, EPR*) (Wilts et al., 2011). Los sistemas actuales, aplicados a nivel sectorial y por cuotas de mercado (gestionándose independientemente de la marca o fabricante), difícilmente pueden crear incentivos para que los fabricantes decidan implementar unilateralmente soluciones de diseño que faciliten la recuperación y reciclaje, y en realidad no se cierra el ciclo ya que los materiales reciclados no vuelven al fabricante (Dalhammar, 2016). Al contrario, la servitización supone una oportunidad para implementar sistemas de responsabilidad individual del fabricante (*Individual Producer Responsibility, IPR*), que no sólo incentiva la recuperabilidad de metales, sino también la posibilidad de reparación y remanufactura, alargando la vida de los productos.

7.2. Medidas fiscales

Las medidas fiscales del fomento del reciclaje que se proponen son de tres tipos: 1) el ajuste de impuestos sobre el consumo atendiendo al contenido reciclado; 2) establecimiento de impuestos específicos para la extracción primaria; impuestos o depósitos sobre la responsabilidad de fabricantes y personas consumidoras; y 3) las ayudas directas al sector del reciclaje, tanto en términos de investigación e industria. Estas medidas deben entenderse como complementarias entre sí y con las restantes propuestas relativas al diseño de los productos y al estímulo al uso de metales secundarios.

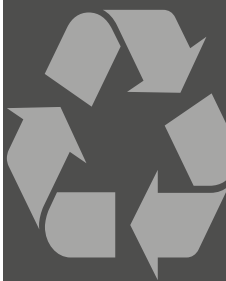
7.2.1. IVA 'Circular' o Impuestos sobre el daño y valor añadido (IDVA)

En los últimos años se ha propuesto una transición desde los impuestos al valor



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminum 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2

MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

añadido (IVA) a los **impuestos sobre el daño y valor añadido (IDVA)**, con el fin de incrementar el precio final de aquellos bienes y servicios que dañan de forma significativa el medio ambiente y reducirlo para aquellos cuyos impactos sean menores o netamente positivos (Timmermans, Achten, 2018; De Camillis, Goralczyk, 2013). Este tipo de políticas son complementarias a las de contenido mínimo, retroalimentándose positivamente, y fomentando el uso de metales secundarios.

En esta línea, el Nuevo Plan de acción para la economía circular lanzado por la Comisión Europea en 2020 incide en impulsar *“la aplicación a mayor escala de instrumentos económicos bien diseñados, como la fiscalidad ambiental (...) y tipos del impuesto sobre el valor añadido (IVA) para promover actividades de economía circular destinadas a los consumidores finales”*.

En el ámbito de los metales, es evidente que un nuevo esquema impositivo de este tipo equilibraría la falta de internalización de impactos y beneficios entre metales primarios y secundarios. En este sentido, son útiles los ejercicios realizados en proyectos como el MODEXT (*“Modélisation des externalités environnementales pour une TVA circulaire”*), en el que se monetizan las externalidades ambientales reflejándolas en el precio final de productos cotidianos (Gérard et al., 2018).

7.2.2. Gravámenes sobre la extracción primaria

Los impuestos a la extracción primaria que gravan la cantidad de material extraído no son en absoluto nuevos. En el Estado español, la Ley de Presupuestos de 1876 fijó un impuesto sobre la riqueza bruta minera, que gravaba el valor del mineral en mina y que estuvo en vigor hasta 1935. No obstante, los impuestos contemporáneos a la extracción primaria se enmarcan en la fiscalidad ambiental y tienen por objeto corregir las externalidades negativas de la minería y del procesado de los minerales, con base en los principios pigouvianos de “quien contamina paga” y “quien contamina restaura”.

En este sentido se enmarca la propuesta de modificación de la Ley de Minas lanzada en 2018 por Ecologistas en Acción⁶⁸ que establece un *“canon de explotación” del 10% gravando “el valor de lo extraído una vez realizado el primer tratamiento de depuración y separación cada año de explotación.”* En aquella propuesta se establecía que *“Los fondos recaudados se destinarán a la*

⁶⁸Véase: <https://www.ecologistasenaccion.org/108472/presentan-una-propuesta-de-modificacion-de-la-ley-de-minas/>



Los impuestos contemporáneos a la extracción primaria se deben enmarcar en la fiscalidad ambiental y tienen por objeto corregir las externalidades negativas de la minería y del procesado de los minerales, con base en los principios pigouvianos de “quien contamina paga” y “quien contamina restaura”.



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

protección de la geodiversidad”, aunque dicho impuesto podría aplicarse igualmente a incentivar la recuperación y uso de metales secundarios y a garantizar la financiación de la restauración ambiental de pasivos mineros cuyos titulares legales han desaparecido, de modo similar al “Superfund” estadounidense. Este tipo de impuestos debería además considerar las implicaciones que la extracción actual tendrá sobre generaciones futuras en términos de disponibilidad de recursos y gestión de negatividades ambientales. Este tipo de impuestos ya han sido aplicados a otras industrias extractivas, en particular a la extracción de áridos para la construcción, como medida para incentivar el reciclaje de residuos de la construcción, por ejemplo, en Dinamarca, Flandes, Estonia, Suecia o el Reino Unido (Söderholm, 2011; EEA, 2008), teniendo en Dinamarca un caso paradigmático de éxito (ver **Caja X**).

Caja 2. Impuesto sobre los áridos en Dinamarca

En 1990 Dinamarca estableció un “impuesto sobre residuos y determinadas materias primas” (afgift af affald og råstoffer) que estableció aumentar la tributación previa por extracción de grava, arena, arcillas, caliza y depósitos similares desde 0,0067 €/m³ a 0,67 €/m³. El objetivo primario del impuesto era reducir la extracción de áridos y similares por sus impactos ambientales, pero su principal impacto ha sido en el aumento del reciclaje. Si en 1985 el 82% de los residuos de construcción iba a parar al vertedero, reciclándose el 12%, en 2004 la cifra de material reciclado rondaba el 94%. La misma regulación establecía un canon por vertido de residuos de la construcción en vertedero y normas para la separación de materiales a pie de obra.

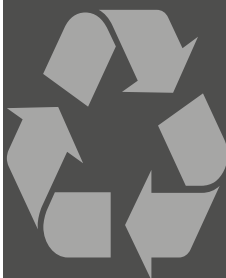
7.2.3. Sistemas de depósito, devolución y retorno (SDDR)

Aunque habitualmente no son consideradas medidas fiscales, son relevantes las



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminum 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

normas que establecen depósitos obligatorios para ciertos productos (normalmente envases). En realidad, los sistemas de depósito, devolución y retorno (SDDR) para envases tienen más de dos siglos de historia, aplicándose en muchos países a las latas de aluminio a partir de los años 1980.

Este modelo ha demostrado ser efectivo para la recuperación y reciclaje del aluminio, como evidencian los ejemplos de Alemania, Croacia, Dinamarca, Estonia, Finlandia, Islandia, Lituania, Noruega o Suecia, muchos de ellos con tasas sostenidas de más del 95 % de envases recuperados. En España, aunque la *Ley 11/1997, de 24 de abril, de Envases y Residuos de Envases* ampara el establecimiento de este sistema, el denominado Sistema integrado de gestión (SIG), mediante el cual los fabricantes pagan una tasa, ha obstaculizado el desarrollo de SDDR. En septiembre de 2021 se presentaron enmiendas a la *Ley de Residuos y Suelos Contaminados* abriendo la puerta a la implantación de un SDDR.

Esto supone una oportunidad para aplicar los SDDR no sólo a los envases, sino también a otros productos eléctricos y electrónicos con el objetivo de fomentar la recuperación y uso de metales secundarios. Por ejemplo, en Alemania ha sido propuesto un depósito obligatorio para determinados aparatos electrónicos, como los teléfonos móviles o *tablets*, buscando así evitar su acaparamiento y facilitar la recuperación y reciclado de metales (Fitzpatrick, 2021).

Este tipo de medidas pueden ser combinadas con cargas o incentivos fiscales para el uso de materiales secundarios, como en el caso del Reino Unido, que recientemente ha modificado su legislación en materia de residuos de envasado para que, a partir de 2023, no sólo se aplique un depósito por envase a los consumidores finales, sino también un impuesto de 200 libras (unos 230€) por cada tonelada de material para envases que no incluya un mínimo de 30 % de contenido reciclado.

7.2.4. Ayudas para la recuperación y reciclaje

El desarrollo de nuevas tecnologías y soluciones para la recuperación, selección y reciclaje de metales implican costes elevados que la industria no está dispuesta a asumir en la actualidad por sus altos costes, dentro de un mercado en el que los metales secundarios deben competir con los primarios sin considerar el desequilibrio en términos de negatividades y beneficios.

A pesar de la existencia de tecnologías avanzadas para la selección y separación 'quirúrgica' de metales, como la espectroscopia de disociación inducida por



En Alemania ha sido propuesto un depósito obligatorio para determinados aparatos electrónicos, como los teléfonos móviles o tablets, buscando así evitar su acaparamiento y facilitar la recuperación y reciclado de metales (Fitzpatrick, 2021).



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

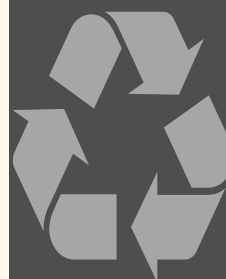
láser o LIBS (*Laser-induced breakdown spectroscopy*), el reciclado de bienes complejos (como los RAEE) continúa siendo en buena medida un proceso semi-artesanal y laborioso, en buena medida por un diseño de productos que no considera la recuperabilidad y que, con frecuencia, trae consigo el infrareciclaje y la pérdida de metales críticos presentes en cantidades pequeñas.

Del mismo modo que la Directiva de envases y residuos de envases supuso ingentes inversiones públicas en sistemas de separación en origen, triaje y recuperación, es necesaria una apuesta para potenciar los sistemas logísticos e infraestructuras de recuperación y reciclaje de metales, reduciendo costes y generando economías de escala, particularmente si medidas de otro tipo (como las anteriores) consiguen tanto aumentar la demanda específica de metales secundarios como aumentar el flujo de residuos con metales destinados al reciclaje.

Este tipo de apoyo puede traducirse en herramientas de dinamización del mercado como las ya referidas, pero también en inversiones estratégicas o creación de empresas públicas orientadas a fomentar una industria de recuperación y reciclaje dentro de España y la Unión Europea, evitando la exportación continua de RAEE a terceros países, donde al problema del infrareciclaje asociado a sistemas artesanales o semi-artesanales se suman las malas condiciones laborales, problemas ambientales y el supuesto riesgo geopolítico de seguridad del suministro.

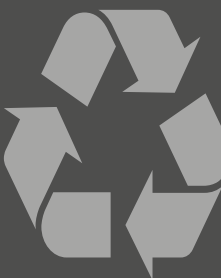
Frente a los cargados debates sobre la localización de hipotéticas minas y fábricas de baterías de litio en España, está totalmente ausente de las discusiones públicas la necesidad de invertir en procesos y plantas de recuperación de metales, incluyendo los procedentes de las baterías de litio. De este modo es probable que sea UMICORE la que acabe acaparando ese mercado en Bélgica deslocalizando buena parte del proceso a Asia, como ya sucede en la actualidad con el reciclaje de RAEE y otros productos.

El mayor apoyo a la industria del reciclaje debería sumarse al cese de los subsidios directos a la extracción primaria de metales, muy frecuente en España, especialmente en algunas comunidades autónomas en las que el sector minero tiene fuerte influencia política, pero también a nivel europeo, como ilustran las cifras dedicadas al sector en los programas Horizonte 2020, Horizonte Europa y EIT Raw Materials Initiative. Deberían apoyarse, en todo caso, las iniciativas de reprocesado de depósitos de residuos mineros (balsas, escombreras, así como suelos y aguas contaminados) para la extracción de metales resultantes de antiguas explotaciones, particularmente cuando estos



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminum 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

depósitos implican afecciones ambientales continuadas.

7.3. Medidas sobre exportaciones e importaciones

El hecho de que una parte significativa de RAEE y otros productos con contenido de metales, así como materiales pre-procesados para el reciclaje, sean exportados legal o ilegalmente a terceros países, pone en duda los discursos sobre “seguridad del suministro” de materias primas “críticas” con los que se pretende justificar un aumento exponencial de la extracción primaria dentro de nuestras fronteras. Si bien el Reglamento europeo relativo a los traslados de residuos de 2006 tenía por objetivo evitar el traslado de residuos peligrosos a lugares fuera de la UE sin garantías ambientales, en realidad estos flujos han continuado, sobre todo a Asia.

Las exportaciones de materiales portadores de metales “críticos” no sólo limitan la capacidad doméstica de recuperar estos elementos, sino que suponen problemas adicionales. En primer lugar, como se ha detallado, el procesamiento artesanal o semi-artesanal en países que carecen de infraestructuras de reciclaje avanzadas no sólo causa graves daños para la salud de las poblaciones afectadas y del medio ambiente, si no que supone también la disipación de enormes cantidades de estos elementos críticos de elevado valor, que acaban por incinerarse, enterrarse o simplemente abandonarse (UNEP, 2013).

7.3.1. Fomento de la recuperación de metales críticos y lucha contra la exportación ilegal de RAEE

En la actualidad la UE es exportadora neta de residuos metálicos de hierro, acero, cobre, aluminio y níquel. En 2019, por ejemplo, la UE exportó a países no comunitarios 16 millones de toneladas de chatarra de hierro y acero (un aumento neto de casi el 60% en comparación con 2016). No obstante, España y Europa también envían a fuera de sus fronteras metales críticos, tanto de forma lícita (a veces exportando RAEE como productos usados) como de forma ilícita, y a pesar de que la exportación de RAEE está prohibida por la Convención de Basilea de 1989 (JRC, 2021). Se ha estimado que desde España se exportan ilegalmente entre 21.000 y 120.000 toneladas de RAEE cada año (Mitjans et al., 2014).

Es necesario un nuevo marco normativo para la minería urbana que incentive la recuperación integral de metales dentro de nuestras fronteras, incluyendo los RAEE y vehículos al final de su vida útil (VFU), por lo menos mientras no hayan



Se ha estimado que desde España se exportan ilegalmente entre 21.000 y 120.000 toneladas de RAEE cada año (Mitjans et al., 2014).



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA



sido previamente procesados y descontaminados en plantas en sus países de origen. El objetivo debe ser no sólo evitar los impactos ambientales y para la salud que estos residuos causan en los países de destino, sino, sobre todo, marcar un objetivo progresivo para que todas las fases de procesamiento de metales secundarios puedan desarrollarse de forma doméstica y con los objetivos de recuperación de metales (en especial los denominados “críticos”) más ambiciosos posibles en función de las mejores técnicas disponibles en cada momento.

Hemos visto cómo hay una cantidad considerable de materias primas fundamentales que entran a los canales de recogida. Sin embargo, con los actuales objetivos mínimos de reciclaje establecidos en porcentaje en peso, la mayor parte de estos metales son perdidos y dispersados. Los porcentajes establecidos en peso son disuasorios para aplicar los costosos procesos metalúrgicos necesarios para recuperar estos metales críticos. **Aplicar objetivos de recuperación que pongan el foco específicamente en la recuperación de metales críticos** aumentaría las cantidades de minerales secundarios que podrían ser utilizados para la fabricación de nuevas tecnologías. Un ejemplo de lo anterior son las tasas de recogida y reciclaje de baterías recargables de ion-litio. El Real Decreto 106/2008 establece un objetivo mínimo de recogida del 50% para pilas y acumuladores portátiles. La mayor parte de estas pilas y acumuladores son baterías recargables de ion-litio contenidas en dispositivos electrónicos de pequeño tamaño. La Directiva 2006/66/CE establece un nivel mínimo de reciclaje del 50% en peso para este tipo de baterías. De esta forma, el cumplimiento del marco normativo actual implica la pérdida de una gran parte del níquel, litio y cobalto contenidos en este tipo de baterías. **Aumentar las tasas de recogida y de reciclaje obligatorias** facilitaría la implantación de procesos a gran escala capaces de recuperar estos metales.

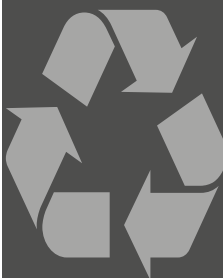
7.3.2. Trazabilidad y regulación de importaciones de metales primarios

Los metales primarios que llegan a España y a la UE desde distintas partes del mundo provienen en buena parte de explotaciones que no sólo implican contaminación y otros daños ambientales, sino también vulneraciones de los derechos humanos. El reglamento europeo sobre minerales de zonas de conflicto, que entró en vigor en enero de 2021⁶⁹, es una constatación de que la minería de metales como el estaño, tantalio, wolframio y oro implica en diversos lugares del planeta violaciones de derechos humanos, trabajos forzados, financiación de grupos armados, corrupción y blanqueo de capitales.

⁶⁹Véase: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=OJ:L:2017:130:FULL&from=EN>

13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2

MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

Significativamente, este reglamento no es de aplicación a estos mismos metales cuanto provienen de la minería urbana. Si bien esta norma ha sido importante, debe dar pie a otras para abarcar, tanto a otros metales que causan situaciones similares, y no sólo a su fase como concentrados, como también a materiales más elaborados e incluso a los productos finales, incorporando una trazabilidad de los metales contenidos en los productos en términos de sus implicaciones ambientales y sociales. En última instancia, estos condicionantes deberían suponer un impulso al uso de metales secundarios, tanto en la producción europea como en la de productos fabricados fuera pero destinados a la UE.

7.4. Prohibiciones, moratorias y gobernanza de la extracción primaria

Una de las razones que explican el escaso desarrollo de las políticas de circularidad y los bajos niveles de reciclaje para muchos de los metales considerados críticos es que ninguna de estas políticas han considerado seriamente la necesidad de dejar los minerales en el subsuelo (y fondos marinos) para evitar las graves consecuencias ambientales que supondrá extraer las cantidades estimadas en las proyecciones de demanda para las próximas décadas (Evans Pim, 2021; Evans Pim, Dom, 2021). Cada vez más, estas consecuencias ambientales en aumento están llevando a la adopción de prohibiciones y moratorias sobre la actividad minera. Si bien las restricciones o prohibiciones de la minería metálica establecidas hasta ahora en espacios naturales protegidos, en determinadas regiones, en países enteros (como Costa Rica o El Salvador) o incluso, a nivel internacional, en toda la Antártida,⁷⁰ han tenido como objetivo impedir la degradación ambiental asociada a esta actividad, este tipo de medidas pueden favorecer la circularidad y el avance de la minería urbana si pasan a concebirse como parte de una gobernanza global de los recursos minerales y metales secundarios, considerados como parte de un patrimonio común de la humanidad.

7.4.1. Prohibiciones y moratorias de la minería metálica

Costa Rica fue el primer estado que prohibió la minería metálica a cielo abierto, aprobando en 2010 su Asamblea Legislativa la *Ley N° 8904 para declarar a Costa Rica país libre de Minería Metálica a Cielo Abierto*,⁷¹ después de varias moratorias consecutivas. El texto no sólo prohibía otorgar nuevos permisos o concesiones para minería metálica a cielo abierto, sino que también archivaba

⁷⁰El Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente de 1998, prohíbe "cualquier actividad relacionada con los recursos minerales". Véase: "Instrumento de Ratificación del Protocolo al Tratado Antártico sobre Protección del Medio Ambiente y sus Anejos, hecho en Madrid el 4 de octubre de 1991." Disponible en: <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-1998-3726>

⁷¹Véase: <http://www.fao.org/faolex/results/details/es/c/LEX-FAOC191048/>



Existen restricciones o prohibiciones de la minería metálica en espacios naturales protegidos, en determinadas regiones, en países enteros (como Costa Rica o El Salvador) o incluso, a nivel internacional, en toda la Antártida.



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

todos los trámites en curso e impedía futuras prórrogas o renovaciones de los existentes (Transitorio III y IV). El mismo año Costa Rica aprobaba su *Ley para la Gestión Integral de Residuos*.

Caja 3. Preámbulo de la Ley de Prohibición de la Minería Metálica de El Salvador

[Considerando:] I. Que el art.1 de la Constitución de la República, reconoce a la persona humana como el origen y el fin de la actividad del Estado y que es obligación de éste asegurar a los habitantes el goce de la salud; y en su art. 117, la Constitución, establece que es deber del Estado proteger los recursos naturales, así como la diversidad e integridad del medio ambiente, para garantizar el desarrollo sostenible.

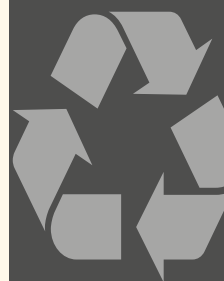
II. Que El Salvador, es firmante de una serie de tratados e instrumentos internacionales relativos a la protección de la salud y el medio ambiente.

III. Que por medio de Decreto Legislativo No. 544, de fecha 14 de diciembre de 1995, publicado en el Diario Oficial No. 16, Tomo 330, del 24 de enero de 1996, se aprobó la Ley de Minería.

IV. Que en el año 2010, el Programa de Medio Ambiente de las Naciones Unidas, clasificó a El Salvador, como el segundo país de mayor deterioro ambiental en Las Américas después de Haití. Por lo que la minería metálica, debido a su impacto ambiental en el recurso agua, se convierte en una amenaza para el desarrollo sostenible y bienestar de la familia salvadoreña.

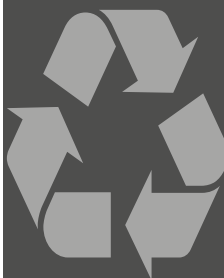
V. Que las actividades de exploración y explotación de minería metálica, constituyen un atentado a la salud de los habitantes del país, acarrea severos riesgos para el ambiente, caracterizándose por poner en peligro bosques, suelos y recursos hídricos, por el drenaje ácido, metales pesados y desechos altamente tóxicos, como mercurio, cianuro y otros; y por consumir cantidades importantes de agua en todas sus fases de operación, con la probabilidad de destruir paisajes, contaminar el aire y generar conflicto social.

VI. Que la Evaluación Ambiental Estratégica del Sector Minero Metálico, realizada en 2011, por parte del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales, concluyó que las condiciones de vulnerabilidad en El Salvador, suponen una barrera importante a la posibilidad que el país pueda garantizar una minería metálica eficaz en el control de sus riesgos e impactos ambientales y sociales, y lograr una contribución positiva al desarrollo social y económico del país.



13 III A	14 IV A
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 108	C Carbon 12
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA



En 2017 le siguió El Salvador, que se convirtió en el primer país del mundo en prohibir toda minería metálica mediante una *Ley de Prohibición de la Minería Metálica*⁷² aprobada por todos los grupos políticos de la Asamblea Legislativa, después de una moratoria de facto desde 2009 (Mesa Nacional Frente a la Minería Metálica de El Salvador, 2021; McKinley, 2016). Actualmente, sigue su trámite en Panamá el *Anteproyecto de Ley N.º 102 por la cual se declara una moratoria para la exploración y explotación de minería metálica en todo el territorio nacional*.⁷³

A nivel subnacional, numerosos territorios han prohibido de forma general la minería metálica o algunas de sus técnicas específicas. Desde que en 2003 la provincia de Chubut en Argentina prohibió la minería metálica a cielo abierto (Ley 5001, de 08/05/2003),⁷⁴ se han ido sumando otras como Tucumán (Ley 7879, de 20/04/2007), La Pampa (Ley 2349, de 16/08/2007)⁷⁵ o Córdoba (Ley 9526, de 24/09/2008),⁷⁶ mientras que provincias como Río Negro,⁷⁷ Mendoza o San Luis limitaron su viabilidad al prohibir el uso de cianuro, mercurio, ácido sulfúrico y otras sustancias químicas contaminantes en todas las fases del proceso minero-metalúrgico (Castrillo, 2010), como también hicieron Montana, EE.UU. (1998), Wisconsin, EE.UU. (2001), República Checa (2002), Alemania (2006), Turquía (2007) o Hungría (2009) (Rodríguez, Macías, 2009).

De forma más reciente, un referéndum celebrado en febrero de 2021 en el cantón ecuatoriano de Cuenca resultó en una prohibición general de la minería en los páramos y zonas de recarga hídrica con el voto favorable del 80% del electorado,⁷⁸ mientras que en Colombia sigue su curso la reforma del artículo 79 de la Constitución con el objetivo de prohibir la “*exploración o explotación minera de cualquier tipo o de hidrocarburos en ecosistemas de páramo y sus zonas de amortiguamiento*”⁷⁹. En España diversos planes de ordenación de los

⁷²Véase: <http://www.jurisprudencia.gob.sv/DocumentosBoveda/D/2/2010-2019/2017/04/C11A2.PDF>

⁷³Véase: https://www.asamblea.gob.pa/APPS/SEG_LEGIS/PDF_SEG/PDF_SEG_2020/PDF_SEG_2021/2021_A_102.pdf

⁷⁴Art. 1: “Prohíbese la actividad minera metalífera en el ámbito de la provincia del Chubut, a partir de la sanción de la presente ley, en la modalidad a cielo abierto, y la utilización de cianuro en los procesos de producción minera.”

⁷⁵Art. 2: “Prohíbese en el territorio de la provincia de La Pampa la explotación minera de minerales metalíferos a cielo abierto.”

⁷⁶Prohíbe “la actividad minera metalífera en la modalidad a cielo abierto y en todas sus etapas, constituidas por cateo, prospección, exploración, explotación, desarrollo, preparación, extracción y almacenamiento de sustancias minerales” y “la actividad minera, en todas sus etapas, de minerales nucleares tales como el uranio y el torio”.

⁷⁷En julio de 2005 la legislatura de la provincia de Río Negro vota la ley 3.981, que en su art. 1 dice: “Prohíbese en el territorio de la provincia de Río Negro la utilización de cianuro y/o mercurio en el proceso de extracción, explotación y/o industrialización de minerales metalíferos, en el marco de la ley nacional 25.675, tratados y convenciones internacionales y demás leyes nacionales y provinciales vigentes en materia ambiental”.

⁷⁸Véase: <https://es.mongabay.com/2021/03/consulta-popular-prohiben-mineria-en-cuenca-ecuador/>

⁷⁹Véase: <https://www.portafolio.co/economia/mineria-en-los-paramos-de-colombia-seria-prohibida-desde-julio-2021-548507>



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

recursos naturales (PORN) y planes rectores de uso y gestión (PRUG) prohíben expresamente las actividades mineras dentro de los espacios naturales protegidos.

A las prohibiciones totales se suman las moratorias, como la implementada en las Filipinas entre 2017 y 2021, suspendiendo 26 operaciones mineras,⁸⁰ la de la minería de bauxita en Malasia entre 2016 y 2019,⁸¹ o la del estado de Wisconsin, en Estados Unidos, que estuvo en vigor entre 1997 y 2017 (Barrows, 2017). También las interdicciones a minerales específicos, como los radioactivos, establecidas en países como Kirguistán, en 2019,⁸² o en el Estado español mediante su reciente Ley 7/2021, de 20 de mayo, de cambio climático y transición energética, indicando en su preámbulo que *“debido a sus prejuicios y a su coste tampoco se otorgarán nuevos permisos de exploración, de investigación o concesiones de explotación de minerales radiactivos, ni se admitirán nuevas solicitudes de autorización de instalaciones radiactivas.”*

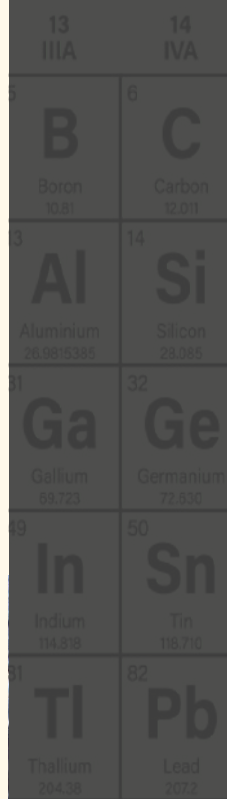
<i>País/Territorio</i>	<i>Año(s)</i>	<i>Tipos de minería</i>
Antártida	1998	Toda minería
Chubut (Argentina)	2003	Minería metálica a cielo abierto
Tucumán (Argentina)	2007	Minería metálica a cielo abierto
La Pampa (Argentina)	2007	Minería metálica a cielo abierto
Córdoba (Argentina)	2008	Minería metálica a cielo abierto y de minerales radioactivos
Costa Rica	2010	Minería metálica a cielo abierto
El Salvador	2017	Minería metálica
Kirguistán	2019	Minerales radioactivos
España	2021	Minerales radioactivos
Territorio del Norte (Australia)	2021	Minería submarina
Cuenca (Ecuador)	2021	Minería metálica

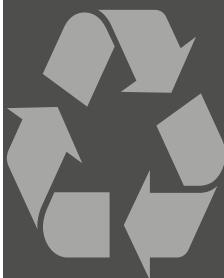
Tabla 27:
Prohibiciones de la minería en países y territorios

⁸⁰Véase: <https://news.mongabay.com/2021/04/complete-turnaround-philippines-duterte-lifts-ban-on-new-mining-permits/>

⁸¹Véase: <https://www.reuters.com/article/malaysia-bauxite-idUSL3N27K0QP>

⁸²Véase: <https://en.fergana.news/news/113444/>





MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA



En el ámbito de la minería submarina, en 2012 el Gobierno del Territorio del Norte de Australia aprobó una moratoria, extendiéndola en 2015 y 2018 hasta establecer una prohibición indefinida en 2021, mientras que el Parlamento Europeo se ha pronunciado repetidamente a favor de una moratoria a la

Caja 4. ¿Una prohibición global de la minería de oro?

En la actualidad existe en la superficie suficiente oro ya extraído como para satisfacer la demanda global a perpetuidad sin extraer ni una onza más del suelo. El problema es que estamos minando en los sitios equivocados. Cuarenta estados almacenan en sus bancos centrales más de 33.000 toneladas de oro (el Banco de España 283 t).

Más del 90% del oro se extrae exclusivamente para los mercados financieros y del lujo, mientras que menos del 10% restante se destina a aplicaciones industriales y tecnológicas. Las 200.000 toneladas en superficie representan aproximadamente el 70% de las reservas conocidas (Galos, Szamałek, 2016) pero, como en el caso del petróleo, extraer el 30% restante implicará costes energéticos y ambientales cada vez mayores.

Las minas de oro generan el 23% de los lodos mineros del mundo (Mudd, 2019), produciendo hasta 4 toneladas de residuos por cada gramo de oro (el 95% de la roca extraída se convierte en residuo) y siendo responsables de desastres como los de Baia Mare (2000), la mayor catástrofe ambiental en Europa después de Chernóbil, o el de Mount Polley (2014), en Canadá. ¿Por qué un uso tan espurio como la inmovilización de un metal por parte de los gobiernos del planeta puede justificar daños tan severos? Frente a los crecientes problemas ambientales que supone la minería de oro, la extracción secundaria de cobre u oro de RAEE resulta hasta 13 veces más barata que su extracción de minas convencionales (Zeng et al., 2018), siendo que un teléfono tiene 100 veces más oro que un yacimiento de alta ley, y su impacto ambiental es netamente positivo.



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA



explotación de los fondos marinos.⁸⁴ También en España ha apoyado recientemente una moción de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza para la “Protección de los ecosistemas y la biodiversidad de aguas profundas mediante una moratoria sobre la explotación minera de los fondos marinos”,⁸⁵ aprobada en septiembre de 2021 con los votos a favor de 577 organizaciones de la sociedad civil y 81 gobiernos y agencias gubernamentales de todo el mundo.

Atendiendo a estos precedentes, debería considerarse el establecimiento de una moratoria o prohibición a nuevos proyectos de minería metálica o prórrogas de las existentes en el Estado, mientras no se demuestre que no pueden alcanzarse resultados de producción similares mediante proyectos de recuperación y valorización de residuos, incluyendo los de las propias actividades extractivas.

Para que dichas medidas favorezcan la minería urbana, podrían en todo caso establecerse contrapartidas obligatorias de obtención de metales secundarios a una ratio de 1:1 con la extracción primaria de determinados proyectos. En todo caso, la concesión de nuevos títulos mineros o su prórroga debería quedar supeditada a la demostración de que resulta imposible satisfacer las mismas o similares necesidades de materias primas mediante técnicas de valorización de residuos.⁸⁶

Finalmente, del mismo modo que está ocurriendo en otros Estados, es necesario establecer prohibiciones para cualquier actividad de minería metálica en los espacios naturales protegidos y sus zonas de influencia. Por ejemplo, en la Propuesta de modificación de la Ley de Minas presentada por Ecologistas en Acción en 2018, se establecía que: *“Tendrán en todo caso la condición de terrenos no registrables todos los lugares de la red Natura 2000 y aquellos otros que hayan sido merecedores de protección incompatible con las actividades extractivas como es el caso de las reservas fluviales y sus cuencas, los perímetros de protección de las captaciones de aguas para el abastecimiento urbano, entre otras.”*⁸⁸

⁸³Véase: <https://newsroom.nt.gov.au/mediaRelease/34139>

⁸⁴En su resolución de 9 de junio de 2021 sobre la Estrategia de la UE sobre la Biodiversidad para 2030 “Devolver la naturaleza a nuestras vidas” (2020/2273(INI)) se pedía a los Estados miembros “que promuevan una moratoria, también en la Alta Autoridad para los Fondos Marinos, sobre la minería de los fondos marinos hasta que se hayan estudiado e investigado suficientemente los efectos de la minería de los fondos marinos en el medio ambiente marino, la biodiversidad y las actividades humanas en el mar y se pueda gestionar la minería de los fondos marinos para garantizar que no se pierda biodiversidad marina ni se degraden los ecosistemas marinos”. Véase: https://www.europarl.europa.eu/doceo/document/TA-9-2021-0277_EN.pdf

⁸⁵Véase: <https://www.iucncongress2020.org/es/motion/069>

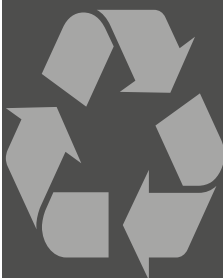
⁸⁶Comunicación personal con Aloia López Ferro. Véase también: López Ferro (2021).

⁸⁷Véase: <https://miningwatch.ca/blog/2019/2/5/behind-glitter-gold-facts8>

⁸⁸Véase: <https://www.ecologistasenaccion.org/108472/presentan-una-propuesta-de-modificacion-de-la-ley-de-minas/>

13 III A	14 IV A
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA



Caja 4. ¿Una prohibición global de la minería de oro?

En la actualidad existe en la superficie suficiente oro ya extraído como para satisfacer la demanda global a perpetuidad sin extraer ni una onza más del suelo. El problema es que estamos minando en los sitios equivocados. Cuarenta estados almacenan en sus bancos centrales más de 33.000 toneladas de oro (el Banco de España 283 t).

Más del 90% del oro se extrae exclusivamente para los mercados financieros y del lujo, mientras que menos del 10% restante se destina a aplicaciones industriales y tecnológicas. Las 200.000 toneladas en superficie representan aproximadamente el 70% de las reservas conocidas (Galos, Szamalek, 2016) pero, como en el caso del petróleo, extraer el 30% restante implicará costes energéticos y ambientales cada vez mayores.

Las minas de oro generan el 23% de los lodos mineros del mundo (Mudd, 2019), produciendo hasta 4 toneladas de residuos por cada gramo de oro (el 95% de la roca extraída se convierte en residuo) y siendo responsables de desastres como los de Baia Mare (2000), la mayor catástrofe ambiental en Europa después de Chernóbil, o el de Mount Polley (2014), en Canadá. ¿Por qué un uso tan espurio como la inmovilización de un metal por parte de los gobiernos del planeta puede justificar daños tan severos? Frente a los crecientes problemas ambientales que supone la minería de oro, la extracción secundaria de cobre u oro de RAEE resulta hasta 13 veces más barata que su extracción de minas convencionales (Zeng et al., 2018), siendo que un teléfono tiene 100 veces más oro que un yacimiento de alta ley, y su impacto ambiental es netamente positivo

7.4.2. Hacia una gobernanza compartida de los recursos naturales

Todo lo anterior evidencia la necesidad de una gobernanza internacional de las materias primas, como apuntaba el Panel Internacional de los Recursos de la





MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

ONU en su informe de 2020 sobre “Gobernanza de los Recursos Minerales” (IRP, 2020). Su copresidente Janez Potočnik advertía recientemente que el agotamiento de los recursos no es el principal factor limitante del desarrollo, sino las “consecuencias medioambientales y para la salud causadas por este uso excesivo e irresponsable de los recursos”.⁸⁹

La necesidad de una gobernanza adecuada de los recursos minerales ya había sido apuntada desde hace mucho, como ilustra el Plan de Acción aprobado en la primera Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Ambiente celebrada en Estocolmo en 1972, en el que se recomendaba establecer un sistema de información sobre la minería y los minerales que “indicara en qué lugares deberían limitarse ciertos tipos de minería, dónde los costes de la recuperación serían particularmente altos, o dónde podrían surgir otros problemas”.⁹⁰ El quinto principio de la Declaración de Estocolmo expresaba la convicción común de que: “Los recursos no renovables de la Tierra deben emplearse de modo que se evite el riesgo de su futuro agotamiento y se asegure que los beneficios de dicho uso sean compartidos por toda la humanidad.”

Diez años después, en 1982, la Asamblea General de la ONU aprobó la “Carta Mundial de la Naturaleza”,⁹¹ incidiendo nuevamente en que “los recursos no renovables que se agotan al utilizarse deben ser explotados con moderación, teniendo en cuenta su abundancia, las posibilidades racionales de transformarlos para el consumo y la compatibilidad de su explotación con el funcionamiento de los sistemas naturales”.

Este planteamiento debería llevarnos, como sociedades, a contemplar si determinadas formas de minería son realmente viables en términos planetarios y si realmente necesitamos extraer cantidades todavía mayores de ciertos metales (como el oro) a pesar de sus enormes costes ambientales y sociales.

En su libro *Governance of the World's Mineral Resources*, Henckens (2021) propone la adopción de un tratado internacional para la conservación y el uso sostenible de los recursos minerales geológicamente escasos en el ámbito del sistema de las Naciones Unidas, con cuotas globales de extracción y un sistema de compensación para los países más dependientes en la exportación de minerales. Una propuesta para dicho tratado, con referencias directas a la necesidad de avanzar tecnológicamente en el ámbito del reciclaje, está disponible en Henckens et al. (2016).

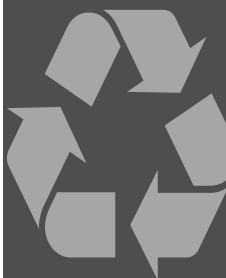
⁸⁹Véase: <https://europa.eu/capacity4dev/file/83457/download?token=V5Ht7VEH>

⁹⁰Véase: <http://undocs.org/en/A/CONF.48/14/Rev.1>

⁹¹Véase: <https://digitallibrary.un.org/record/39295>

13 III A	14 IV A
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA



Caja 5. Preámbulo de la Propuesta de tratado para la conservación y el uso sostenible de los recursos minerales geológicamente escasos

Reconociendo que la conservación y el uso sostenible de los recursos minerales geológicamente escasos es una preocupación común de la humanidad,
Preocupados por el agotamiento de una serie de recursos minerales geológicamente escasos, como, entre otros, el antimonio, el oro, el molibdeno, el renio y el zinc,
Conscientes de la urgente necesidad de reducir la extracción de recursos minerales geológicamente escasos,
Teniendo en cuenta los intereses de las generaciones futuras,
Reafirmando el principio de soberanía de los Estados en la cooperación internacional para hacer frente al agotamiento de los recursos minerales,
Observando el principio de las responsabilidades comunes pero diferenciadas al abordar el agotamiento de los recursos minerales, y destacando la necesidad de tener en cuenta los intereses de los Estados en desarrollo,
Reconociendo la necesidad de sustitutos adecuados para los recursos minerales geológicamente escasos, y de tecnologías de reciclaje,
Tomando nota de la idoneidad de los mecanismos de mercado para hacer frente a los fallos de la gobernanza mundial, al tiempo que se reconoce que el recurso exclusivo a los mecanismos de mercado puede no conducir automáticamente a la reducción oportuna y suficiente del uso de los recursos minerales geológicamente escasos.

La ausencia de un marco justo para la gobernanza global de los recursos minerales lleva a un aumento de la conflictividad internacional. Esto es notorio en Europa, que importa casi el 40 % de los metales que utiliza en su industria, sin contabilizar los utilizados en productos importados. El abuso de los sistemas de arbitraje de diferencias estado-inversor (conocido por ISDS, Investor-state



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

dispute settlement) frente a terceros países y por parte de corporaciones mineras perpetúa las relaciones neocoloniales. Por ejemplo, en 2019 la Comisión Europea inició un proceso contra Indonesia en la Organización Mundial del Comercio⁹² por la decisión de aquel país de limitar las exportaciones de níquel con el objetivo de desarrollar la industria nacional de procesado.⁹³

7.4.3. Necesidad de datos fiables sobre flujos de metales primarios y secundarios

Una gobernanza informada debe partir de una base de datos fiables sobre la disponibilidad y flujos de metales primarios y secundarios, lo que a día de hoy resulta claramente insuficiente en el ámbito de las políticas de materias primas. Si bien los Estados con frecuencia han mantenido estadísticas oficiales de la producción minera y del estado de sus reservas (en España se publica anualmente la Estadística Minera desde 1861), es sorprendente la ausencia prácticamente total de datos sobre reciclaje de metales,⁹⁴ exportaciones de RAEE y otros datos relevantes, como las cantidades de metales valiosos y “críticos” inmovilizados en nuestras sociedades sin uso alguno. Esto ilustra el hecho de que, como afirmaba Cournot, cuando no disponemos (o no nos molestamos en disponer) de datos sobre algo, difícilmente podremos actuar para mejorar la situación. La falta de datos sobre la composición de AEEs es especialmente preocupante, puesto que sin poder cuantificar materiales y evaluar su valor económico difícilmente se podrán desarrollar sistemas de recuperación eficientes.

7.5. Apoyo de soluciones innovadoras de recuperación y sustitución

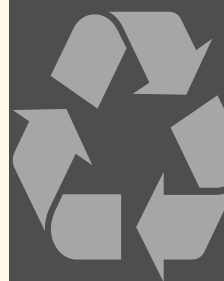
Más allá de los sistemas tradicionales de reciclaje de metales, la demanda de metales está llevando a desarrollar y testar nuevas formas de recuperar metales que anteriormente se habían ignorado o considerado antieconómicas. En este apartado se destacan apenas algunas de ellas a modo de ejemplo y para ilustrar la necesidad de apoyar la investigación e innovación. Otras iniciativas que no se discutirán aquí pero que tienen potencial futuro son los programas de recuperación comunitaria de metales (inspirados en el compostaje comunitario),⁹⁵ la sustitución de metales para facilitar el reciclaje y reducir el uso de metales (por ejemplo, las baterías de proteínas) (Nguyen et al., 2021).

⁹²<https://trade.ec.europa.eu/doclib/press/index.cfm?id=2086>

⁹³<https://www.eastasiaforum.org/2021/03/30/indonesia-plays-hardball-with-its-nickel/>

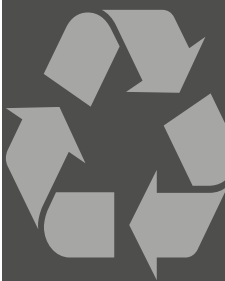
⁹⁴En algunos países, como Estados Unidos (United States Geological Survey), sí se analizan de forma paralela los datos sobre el procesado de metales secundarios, pero todavía de forma ineficiente.

⁹⁵Véase: <https://www.reutersevents.com/sustainability/australian-university-pioneers-urban-mining->



13 III A	14 IV A
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2

MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

7.5.1. Minería de vertedero y alcantarilla

La minería de vertedero, en inglés referida como “(enhanced) landfill mining” (ELFM), se define como “la exploración, el acondicionamiento, la excavación y la valorización integrada de los flujos de residuos (históricos, actuales y/o futuros) depositados en vertederos, tanto en forma de materiales (*Waste-to-Material*) como de energía (*Waste-to-Energy*), utilizando tecnologías de transformación innovadoras y respetando los criterios sociales y ecológicos más estrictos” (Jones et al., 2013).

Se estima que en Europa hay más de 500.000 vertederos que encierran millones de toneladas de metales valiosos además de otros residuos susceptibles de recuperación. La mayoría de estos verteros (90%) carecen de sellados adecuados, y representan un problema ambiental en potencia.

Sin embargo, un vertedero urbano de 50 hectáreas encapsula hasta 240.000 toneladas de acero y 20.000 toneladas de aluminio, además de cantidades importantes de metales “críticos” (Cohen-Rosenthal, 2004). Por ejemplo, se estima que en los vertederos españoles hay casi una tonelada de paladio, con un valor de cerca de 14 millones de euros (Zapata Gayoso, 2015). El vertedero de Houthalen-Hechteren en Flandes se ha estudiado en detalle como candidato para la puesta en práctica de este nuevo tipo de minería de vertedero (Winterstetter, 2018).

Para avanzar en este campo, sería recomendable establecer por ley la obligación de que las Comunidades Autónomas elaboren un inventario de todos los vertederos que hayan estado en funcionamiento en su territorio, evaluando no sólo las posibilidades de llevar a cabo proyectos de minería de vertedero pero también los impactos ambientales que presentan estas instalaciones en la actualidad.

A la minería de vertedero en sentido estricto hay que sumar los estudios sobre recuperabilidad a partir de lodos de depuradora y especialmente desde las cenizas de su incineración. En un estudio llevado a cabo en Japón, los valores de oro eran de hasta 1.890 partes por millón (ppm), muy superiores a las concentraciones medias en minas de oro que con frecuencia no superan 1 ppm.⁹⁶ Otro estudio realizado en el Reino Unido encontró cantidades bastante más reducidas, pero que aun así harían contemplable su extracción comercial (Prichard et al., 2016), especialmente teniendo en cuenta los problemas y



Se estima que en Europa hay más de 500.000 vertederos que encierran millones de toneladas de metales valiosos además de otros residuos susceptibles de recuperación.

⁹⁶Véase: <https://www.reuters.com/article/us-gold-sewage-odd-idUSTRE50T56120090130>



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

costes ambientales asociados a su deposición en vertederos.

7.5.2. Recuperación de metales en residuos de la industria minera

Un informe reciente de la Comisión Europea (JRC, 2021) indicaba que “una cantidad significativa de materias primas críticas se encuentra almacenada en las escombreras y balsas de lodos” de las industrias mineras. A pesar de su disponibilidad y de los graves problemas ambientales asociados a su gestión, la recuperación de metales a partir de los residuos de la minería metálica es prácticamente insignificante. La mayoría de estos residuos, unos 28.000 millones de toneladas, son residuos sulfurosos procedentes de la minería de cobre, plomo, zinc y níquel (Blengini, 2019).

Mientras en países como Tailandia y Malasia el 13% de la producción de tantalio es resultado del reprocesado de residuos de la minería de estaño (Filella, 2017), en España de las escombreras y depósitos de lodos de yacimientos estanníferos como los de San Finx (Lousame), Varilongo (Santa Comba) y Penouta (Viana do Bolo) sólo resultan problemas ambientales por contaminación de las aguas. En este último yacimiento, un proyecto de investigación reciente ha evidenciado las posibilidades de recuperación económica de estaño, niobio y tantalio (Rodríguez et al., 2020; López et al., 2018). Esto es especialmente relevante para co-productos que no fueron aprovechados en su día, o incluso para las menas principales cuando se procesaron de forma deficiente.

En Suecia, la empresa estatal sueca, propietaria de las minas de hierro de Kiruna y Malmberget situadas en Lapponia, pretende abrir una planta de tratamiento para procesar los residuos mineros procedentes de la explotación, buscando extraer tierras raras y fósforo. El proyecto cubriría el 30% de la demanda de tierras raras de la Ue.⁹⁷ Otro ejemplo son las balsas de lodos del procesado de la bauxita (“barro rojo”) para producir alúmina. Se acumulan actualmente en el mundo 2.700 millones de toneladas de estos lodos (sumándose cada año más de 120 millones más), con cantidades importantes no sólo de hierro (hasta el 60%) pero también de galio, cromo, vanadio y circonio, además de titanio y tierras raras (UNEP, 2013). En España instalaciones de este tipo, como la de San Cibrao, en Lugo, con 28 millones de metros cúbicos y 87 hectáreas de extensión, ha sido descrita como una “bomba de relojería” ambiental.⁹⁸ Convertir el enorme problema ambiental que represan las instalaciones de residuos mineros en una

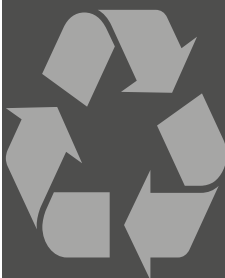
⁹⁷Véase: <https://www.lkabminerals.com/en/exploration-confirms-potential/>

⁹⁸Véase: https://www.elconfidencial.com/espana/galicia/2020-06-08/balsa-lodos-rojos-san-cibrao-bomba-relojeria-alcoa_2629296/



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2

MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

oportunidad depende de la adopción de políticas decididas que apueste por solucionar los problemas existentes antes de crear otros nuevos con más minas y de mayores dimensiones. Esto pasa por establecer obligaciones para el reprocesado de este tipo de instalaciones de residuos como condicionante previo para la autorización de nuevos proyectos mineros y por el apoyo público a este tipo de programas de recuperación mediante la realización de estudios e inventarios de los residuos acumulados en depósitos de residuos (activos o abandonados) y de sus impactos ambientales.

7.5.3. Recuperación de metales en salmueras de desalación

Se han desarrollado tecnologías novedosas para extraer litio y otros metales presentes en los residuos de las plantas de desalación (salmueras) y que no requieren tratamientos tóxicos al contrario de lo que sucede con las explotaciones convencionales (Kim et al., 2019). Se ha estimado que a partir de 2030 se podrían recuperar 23.000 toneladas anuales de litio a partir de residuos de desalación que, actualmente, se reinyectan de nuevo al mar o se almacenan en tierra con sus riesgos ambientales asociados (Hollins, 2013). Los residuos de desalación tienen además cantidades significativas de otros elementos como molibdeno, magnesio, escandio, vanadio, galio, boro, indio y rubidio.

Sólo en las Islas Canarias existen en la actualidad 335 plantas de desalación con capacidad para 600 hectómetros cúbicos de agua dulce al año, mientras que en la península hay plantas en Andalucía (4), País Valencià (6), Murcia (1), Ceuta (1) y Melilla (1), produciendo más de 400 hectómetros cúbicos/año. Actualmente un proyecto experimental está testando métodos de recuperación de litio y otros metales en las plantas de Fonsalia (Canarias) y Denia (Alicante).⁹⁹

En comparación con los 13 millones de toneladas de reservas de litio terrestres, el agua marina contiene más 230.000 millones de toneladas de litio (Diallo et al., 2015).

7.5.4. Fitominería y recuperación de metales en suelos y aguas contaminados

La fitominería se refiere a la extracción de metales mediante el uso de plantas y hongos hiperacumuladores. Árboles como el *Pycnandra acuminata* puede alcanzar producciones de 200 kg de níquel por hectárea y año durante siglos (su savia contiene hasta un 25% de níquel) (van der Ent, 2019). Otras plantas



Árboles como el *Pycnandra acuminata* puede alcanzar producciones de 200 kg de níquel por hectárea y año durante siglos (su savia contiene hasta un 25% de níquel) (van der Ent, 2019)

⁹⁹Véase: <https://sea4value.eu/2021/04/08/soluciones-de-economia-circular-exponen-modelo-de-negocio-para-el-uso-sostenible-del-agua/>



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA

bioacumuladoras de níquel incluyen *Streptanthus polygaloides*, *Alyssum bertolonii* o *Berkheya coddii*. Los agricultores de las proximidades del lago Ohrid, en Albania, llevan años vendiendo plantas de alyssum cosechadas en las proximidades de una antigua mina de níquel debido a su alto contenido en este metal (Schmidt, 2017).

La hierba de los anteojos (*Biscutella laevigata*) bioacumula concentraciones muy significativas de talio (hasta 1,5% del contenido en materia seca de la planta), mientras que una de las especies de carraspique, *Iberis intermedia*, contiene hasta 0,4%. La mostaza castaña (*Brassica juncea*) acumula hasta 100 mg/kg de oro en términos de contenido seco. En el sur de la península, se ha usado el brezo minero (*Erica andevalensis*) para la descontaminación de suelos y tiene igualmente potencial para la recuperación de metales.¹⁰⁰

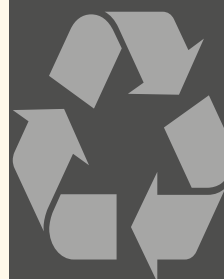
El potencial de la fitominería no viene dado tan sólo por su capacidad para obtener metales que sería inviable extraer mediante minería convencional, sino también por desarrollarse en asociación con la descontaminación de suelos (incluidos los afectados por la minería) y con la producción de biocombustibles. Además, los biominerales tienen ventajas asociadas a la ausencia de sulfuros y a los menores costes energéticos en la fundición.

La necesidad urgente de abordar el problema de la contaminación por drenajes ácidos de mina en ríos gravemente afectados, como el Tinto y el Odiel, suponen otra posibilidad para recuperar metales. El desarrollo de nuevas fibras acrílicas, polímeros y otros materiales absorbentes hace posible extraer metales de ríos, lagos y océanos contaminados por la minería, aunque el énfasis actual de estas técnicas, lejos de abordar estos problemas, se centra en la obtención de uranio (Pan et al., 2020; Wiechert et al., 2020). Existen ya sistemas experimentales de microbots autopropulsados para recuperar plomo de aguas contaminadas (Vilela et al., 2016).

7.5.5. Recuperación de emisiones de partículas de vehículos

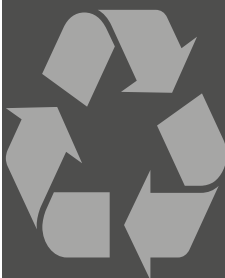
Desde hace décadas se sabe que las emisiones de partículas de vehículos representan un problema grave para las poblaciones próximas, sobre todo en zonas urbanas y a lo largo de vías con tráfico intenso. Una parte significativa de estas partículas son elementos del grupo del platino (platino, paladio y rodio) procedentes de los catalizadores (convertidores catalíticos) de los vehículos, componentes que consumen casi la mitad de la producción mundial de estos

¹⁰⁰Véase: <http://www.kiwiscience.com/phytomining.html>



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.6305
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2



MINERÍA URBANA Y ALTERNATIVAS A LA MINERÍA



metales (Prichard et al., 2016).

Si bien los propios catalizadores son componentes muy valiosos que vienen reciclándose (e incluso hurtándose de vehículos nuevos)¹⁰¹ por sus cantidades elevadas de elementos del grupo del platino y tierras raras, el polvo acumulado en vías con tráfico abundante también tiene cantidades no despreciables de estos mismos metales. En el polvo de carreteras hay aproximadamente 1 parte por millón de elementos del grupo del platino, cantidad similar a la concentración en una explotación de baja ley.

En 2012 un proyecto de investigación de la Universidad de Birmingham¹⁰² patentó un sistema de recuperación que fue llevado a la práctica por una empresa de mantenimiento de carreteras que ya se ocupaba de aspirar las vías y que empezó a tratar estos residuos para recuperar los metales preciosos que contienen.¹⁰³

La necesidad urgente de abordar el problema de la contaminación por drenajes ácidos de mina en ríos gravemente afectados, como el Tinto y el Odiel, suponen otra posibilidad para recuperar metales. El desarrollo de nuevas fibras acrílicas, polímeros y otros materiales absorbentes hace posible extraer metales de ríos, lagos y océanos contaminados por la minería, aunque el énfasis actual de estas técnicas, lejos de abordar estos problemas, se centra en la obtención de uranio (Pan et al., 2020; Wiechert et al., 2020)



¹⁰¹Véase: <https://www.nytimes.com/2021/02/09/climate/catalytic-converter-theft.html>

¹⁰²Véase: <https://aim.autm.net/public/project/1104>

¹⁰³Véase: <https://www.reuters.com/article/britain-environment-dust-idUSL6N0TM38A20141202>



BIBLIOGRAFÍA

Adler, R.; Rascher J. (2007). A Strategy for the Management of Acid Mine Drainage from Gold Mines in Gauteng. Pretoria: Council for Scientific and Industrial Research.

Afi (2020). I Informe anual Recycla: Tendencias en la industria del reciclaje de RAEE y pilas en España. Estudio realizado por Afi para Recycla.

Agencia Internacional de la Energía (2021), Role of Critical Minerals in Clean Energy Transitions. Disponible en: <https://www.iea.org/reports/the-role-of-critical-minerals-in-clean-energy-transitions>

Alfons Pérez. Pactos verdes en tiempos de pandemias: El futuro se disputa ahora. Icaria, 2021

Almazán Adrián. ¿Verde y digital? Viento Sur 173, 2021. <https://vientosur.info/verde-y-digital/>

Álvarez Iglesias, P. et al. (2020). "Assessment and timing of the anthropogenic imprint and fisheries richness in marine sediments from Ría de Muros (NW Iberian Peninsula)", Quaternary International, 566-7:337-356. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2020.05.005>

Alves Dias, P., Blagoeva, D., Pavel, C. and Arvanitidis, N., Cobalt: demand-supply balances in the transition to electric mobility, EUR 29381 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2018, ISBN 978-92-79-94311-9, doi:10.2760/97710, JRC112285.

Appleyard, D., 2012. PV Technology: swapping silver for copper. Renew. Energy World 3.

Arnsperger, C.; Bourg, D. (2017). Écologie intégrale. Pour une société permacirculaire. Paris: Presses Universitaires de France.

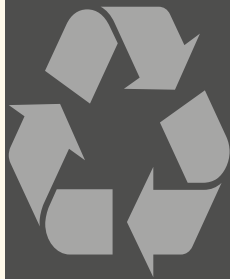
Arto, I. (2009). "Using Total Material Requirement to Reduce the Global Environmental Burden," Industrial Ecology, 13(5): 775-790. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2009.00172.x>

Azadi, M. et al. (2020). "Transparency on greenhouse gas emissions from mining to enable climate change mitigation," Nature Geoscience, 13:100-104. Disponible en: <https://www.nature.com/articles/s41561-020-0531-3>

Bachér, J. et al. (2020). Electronic products and obsolescence in a circular economy. Boeretang: European Topic Centre on Waste and Materials. Disponible en: <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-wmge/products/electronics-and-obsolescence-in-a-circular-economy>

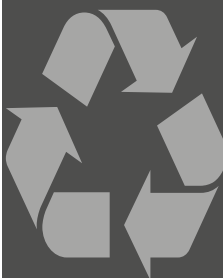
Bakker, C. A.; Schuit, C. S. C. (2017). The Long View: Exploring Product Lifetime Extension. Nairobi: UNEP. Disponible en: <https://www.oneplanetnetwork.org/resource/long-view-exploring-product-lifetime-extension>

Banco Mundial (2020), Minerals for Climate Action: The Mineral Intensity of the Clean Energy Transition. Disponible en:



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminium 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



BIBLIOGRAFÍA

<https://www.worldbank.org/en/topic/extractiveindustries/brief/climate-smart-mining-minerals-for-climate-action>

Barrows, M. (2017). "Wisconsin Legislature Repeals Moratorium on Sulfide Mining," Freshwater Future, November 8. Disponible en:

<https://freshwaterfuture.org/watchdog/wisconsin-legislature-repeals-moratorium-on-sulfide-mining/>

Bayas, Blanca y Joana Bregolat. Propuestas ecofeministas para repensar las ciudades: Caminos hacia lo público y lo comunitario. Observatori del Deute en la Globalització: Barcelona 2021

Benedicto, J. et al. (2008). "Contaminación por metales en la bahía de Portmán (Murcia, SE España) 15 años después del cese de las actividades mineras," Cienc. Mar, 34(3): 389-398. Disponible en

http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0185-38802008000300012

BGS (2016) Mineral profile - Lithium. Available at:

<http://www.bgs.ac.uk/mineralsuk/statistics/mineralProfiles.html>

Binnemans (2013) Recycling of rare earths: a critical review. J. Clean. Prod. 51, 1e22.

Bio Intelligence Service (2015). Study on Data for a Raw Material System Analysis: Roadmap and Test of the Fully Operational MSA for Raw Materials – Final Report. Prepared for the European Commission, DG GROW.

BIR (2016). Report on the Environmental Benefits of Recycling – 2016. Bruselas: Bureau of International Recycling. Disponible en:

<https://www.bir.org/publications/facts-figures/item/report-on-the-environmental-benefits-of-recycling-2016-edition>

Blengini, G. (2019). Recovery of critical and other raw materials from mining waste and landfills. Brussels: European Union. Disponible en:

<https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/recovery-critical-and-other-raw-materialsmining-waste-and-landfills>

Blengini, G.A.; Nuss, P.; Dewulf, J.; Nita, V.; Talens Peirò, L.; Vidal-Legaz, B.; Latunussa, C.; Mancini, L.; Blagoeva, D.; Pennington, D.; et al. EU methodology for critical raw materials assessment: Policy needs and proposed solutions for incremental improvements. Resources Policy, 53, 12-19. 2017
<https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2017.05.008>.

Blondet, I. et al. (2019). "Atmospheric dust characterisation in the mining district of Cartagena-La Unión, Spain: Air quality and health risks assessment," Science of The Total Environment, 693:133496. Disponible en:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.302>

Bologna, M.; Aquino, G. (2020). "Deforestation and world population sustainability: a quantitative analysis," Nature Scientific Reports, 10: 7631. Disponible en:

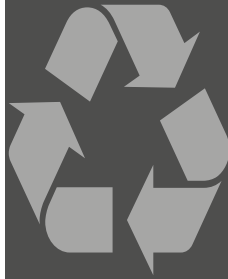
<https://www.nature.com/articles/s41598-020-63657-6>





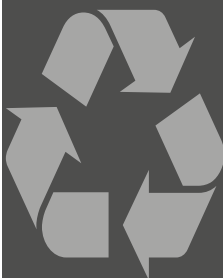
BIBLIOGRAFÍA

- Bookhagenab, B., et al. (2020). "Metallic resources in smartphones," Resources Policy, 68: 101750. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2020.101750>
- Bundgaard Anja Marie & Arne Remmen (2018). Designing out Waste. The Danish Environmental Protection Agency.
<https://www2.mst.dk/Udgiv/publications/2018/10/978-87-93710-90-0.pdf>
- Bunsen, T. et al. (2019) Global EV Outlook 2019. Scaling-up the transition to electric mobility, Global EV Outlook. Available at:
www.iea.org/publications/reports/globalevoutlook2019/
- Calvo G.; Valero, A. Strategic mineral resources: Availability and future estimations for the renewable energy sector. Environ. Dev. 2021, 100640.
<https://doi.org/10.1016/j.envdev.2021.100640>
- Calvo, G.; Valero, A.; Valero, A. Assessing maximum production peak and resource availability of non-fuel mineral resources: Analyzing the influence of extractable global resources. Resour Conserv Recycl. 2017, 125, 208-217.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.06.009>
- Carrington, D. (2020). "Coronavirus is an 'SOS signal for the human enterprise'," The Guardian, June 5. Disponible en:
<https://www.theguardian.com/world/2020/jun/05/coronavirus-is-an-sos-signal-for-the-human-enterprise>
- Castrillo, C. (2010). "Las leyes provinciales que prohíben ciertas técnicas de extracciones de minerales," La Ley, 11 de febrero. Disponible en:
<http://www.saij.gob.ar/doctrinaprint/dacf100014-castrillo-las-leyes-provinciales-que.htm>
- Chancerel, P., Meskers, C.E., Hagelüken, C. and Rotter, V.S. (2009), Assessment of Precious Metal Flows During Preprocessing of Waste Electrical and Electronic Equipment. Journal of Industrial Ecology, 13: 791-810. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2009.00171.x>
- Chen, M., Ma, X., Chen, B., Arsenault, R., Karlson, P., Simon, N., and Wang, Y. (2019). Recycling end-of-life electric vehicle lithium-ion batteries. Joule 3, 2622–2646.
<https://doi.org/10.1016/j.joule.2019.09.014>
- Ciacci, L., et al. (2016). "Metal Dissipation and Inefficient Recycling Intensify Climate Forcing," Environ. Sci. Technol., 50(20): 11394–11402. Disponible en:
<https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02714>
- Ciacci, L., et al. (2020). "Exploring future copper demand, recycling and associated greenhouse gas emissions in the EU-28," Global Environmental Change, 63:102093. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102093>
- Ciez, R.E., Whitacre, J.F. Examining different recycling processes for lithium-ion batteries. Nat Sustain 2, 148–156 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0222-5>
- Cobelo García, A. et al. (2017). "Historical record of trace elements (1983–2007) in



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.384	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



BIBLIOGRAFÍA

scales from Atlantic salmon (*Salmo salar*): Study of past metal contamination from a copper mine (Ulla River, NW Iberian Peninsula),” *Chemosphere*, 188:18-24.

Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.094>

Cohen-Rosenthal, E. (2004). “Making sense out of industrial ecology: a framework for analysis and action,” *Journal of Cleaner Production*, 12(8-10):1111-1123. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2004.02.009>

Comisión Europea (2020), Study on the EU's list of Critical Raw Materials (2020), Factsheets on Critical Raw Materials

Dalhammar, C. (2016). “Industry attitudes towards ecodesign standards for improved resource efficiency,” *J Clean Prod*, 123:155-166. Disponible en:

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.12.035>

Damiano, S. et al. (2011). “Accumulation of heavy metals to assess the health status of swordfish in a comparative analysis of Mediterranean and Atlantic areas,” *Marine Pollution Bulletin*, 62(8):1920-1925. Disponible en:

<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.028>

Danino-Perraud, Raphaël “The Recycling of Lithium-Ion Batteries: A Strategic Pillar for the European Battery Alliance”, *Études de l'Ifri*, Ifri, March 2020.

Davidsson S., M. Höök, “Material requirements and availability for multi-terawatt deployment of photovoltaics”, *Energy Policy*, Vol. 108, pp. 574-582, 2017

De Camillis, C.; Goralczyk, M. (2013). “Towards stronger measures for sustainable consumption and production policies: proposal of a new fiscal framework based on a life cycle approach,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(1):263-272. Disponible en: <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0460-5>

De Castro, C.; Capellán-Pérez, I. (2020). “Standard, Point of Use, and Extended Energy Return on Energy Invested (EROI) from Comprehensive Material Requirements of Present Global Wind, Solar, and Hydro Power Technologies,” *Energies*, 13: 3036.

Disponible en: <https://doi.org/10.3390/en13123036>

Dewulf J., Van der Vorst G., Denturck K., Vandeputte K. (2010). Recycling rechargeable lithium-ion batteries: critical analysis of natural resource savings. *Resources Conservation and Recycling*. 4 (54), 229-234.

DGT. Parque de vehículos – Anuario 2020. Dirección General de Tránsito: Madrid, 2021

Diallo, M.S. et al. (2015). “Mining Critical Metals and Elements from Seawater: Opportunities and Challenges,” *Environ. Sci. Technol.*, 49(16):9390-9399. At:

<https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.est.5b00463>

Dominish, E., N. Florin, and S. Teske. Responsible minerals sourcing for renewable energy. Report prepared for Earthworks by the Institute for Sustainable Futures, University of Technology Sydney, 2019.

Dunlap, A. (2020). “Wind, coal, and copper: the politics of land grabbing,





BIBLIOGRAFÍA

counterinsurgency, and the social engineering of extraction,” *Globalizations*, 17:4, 661-682. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/14747731.2019.1682789>

Earthworks & Oxfam America (2004). *Dirty Metals: Mining, Communities, and the Environment*. Disponible en: <https://wman-info.org/resource/dirty-metals-mining-communities-and-the-environment/>

EEA (2011). *Earnings, jobs and innovation: the role of recycling in a green economy*. Copenhagen: European Environmental Agency. Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/publications/earnings-jobs-and-innovation-the>

EEA [European Environment Agency] (2008). *Effectiveness of environmental taxes and charges for managing sand, gravel and rock extraction in selected EU countries*. Copenhagen: EEA. Disponible en: https://www.eea.europa.eu/publications/eea_report_2008_2

EEA [European Environment Agency] (2017). *Circular by design. Products in the circular economy*. Copenhagen: EEA. Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/publications/circular-by-design>

EEB; FOEE (2021). 'Green mining' is a myth: The case for cutting EU resource consumption. Bruselas: European Environmental Bureau; Friends of the Earth Europe.

Ellen McArthur Foundation (2012). *Towards the circular Economy. Economic and business rationale for an accelerated transition*. Disponible en: <https://emf.thirdlight.com/link/x8ay372a3r11-k6775n/@/preview/1?o>

Elshkaki, A. et al. (2016). “Copper demand, supply, and associated energy use to 2050,” *Global Environmental Change*, 39: 305-315. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2016.06.006>

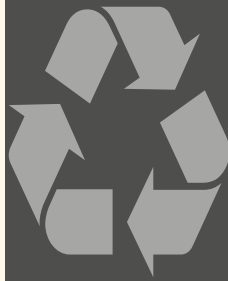
Emerman, S. H. (2019). “Análisis de Riesgo de las Presas de Relaves en la Mina Riotinto, Andalucía, España”. Disponible en: <https://www.ecologistasenaccion.org/164019/riesgo-de-rotura-de-las-balsas-de-lodos-de-atalaya-riotinto-minera/>

ERECON (2014) *Strengthening the European rare earths supply chain-Challenges and policy options*. European Rare Earths Competency Network, final conference draft, [online] Available at: https://ec.europa.eu/growth/sectors/raw-materials/specific-interest/erecon_en

Ericsson, M. (2012). “Mining industry corporate actors analysis”. Disponible en: <https://goxi.org/sites/default/files/2019-06/Mining%20industry%20corporate%20actors%20analysis.pdf>

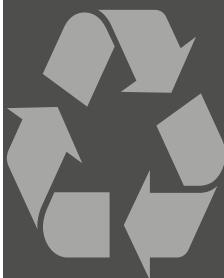
EuRIC (2021). *EuRIC Circular Metals Strategy*. Bruselas: European Recycling Industries' Confederation. Disponible en: <https://www.euric-aisbl.eu/position-papers/item/479-euric-circular-metals-strategy>

EuRIC (2021). *Metal Recycling Factsheet*. Bruselas: European Recycling Industries' Confederation. Disponible en: <https://www.euric-aisbl.eu/position->



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



BIBLIOGRAFÍA

papers/download/591/335/32

Eurostat (2021). Waste statistics. Disponible en:

https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Waste_statistics#Total_waste_generation

Evans Pim, J. (2021). "A world without mining," The Ecologist, 3 de agosto. Disponible en: <https://theecologist.org/2021/aug/03/world-without-mining>

Evans Pim, J. And Dom, A. (2021). At a crossroads: Europe's role in deep sea mining. Brussels: Seas At Risk. Disponible en: <https://seas-at-risk.org/publications/at-a-crossroads-europes-role-in-deep-sea-mining/>

Evans Pim, J.; Dom, A. (2021). El fin de la minería: Una guía para lograr un mundo sin minería en 2050, en tierra firme y en el fondo marino. Bruselas: Seas at Risk; Madrid: Ecologistas en Acción. Disponible en: <https://www.ecologistasenaccion.org/178459/informe-el-fin-de-la-mineria/>

Exter, Pieter van, et al. (2018). Metal demand for renewable electricity generation in The Netherlands. Amsterdam: Metabolic. Disponible en: <https://www.metabolic.nl/publications/metal-demand-for-renewable-electricitygeneration-in-the-netherlands-pdf/>

Fairphone (2017). Fairphone's Report on Recyclability Does modularity contribute to better recovery of materials? Amsterdam: Fairphone. Disponible en: <https://www.fairphone.com/wp-content/uploads/2017/02/FairphoneRecyclabilityReport022017.pdf>

FEDEREC (2017). Évaluation environnementale du recyclage en France selon la méthodologie de l'analyse de cycle de vie. Paris: Fédération professionnelle des entreprises du recyclage. Disponible en: http://presse.ademe.fr/wp-content/uploads/2017/05/FEDEREC_ACV-du-Recyclage-en-France-VF.pdf

Ferg, E. E., Schuldt, F. and Schmidt, J. (2019) 'The challenges of a Li-ion starter lighting and ignition battery: A review from cradle to grave', Journal of Power Sources. Elsevier, 423(March), pp. 380–403. doi: 10.1016/j.jpowsour.2019.03.063.

Fergana (2019). "Kyrgyz President signs law banning mining of uranium and thorium," Fergana, December 16. Disponible en: <https://en.fergana.news/news/113444/>

Filella, M. (2017). Earth Sci. Rev., 2017, 173, 122–140.

Fitzpatrick, C. (2021). "German Greens propose 25 euro deposit to encourage phone recycling," EuroNews, 1 de enero. Disponible en: <https://www.euronews.com/2020/01/07/german-greens-propose-25-euro-deposit-to-encourage-phone-recycling>

Forti, V. et al. (2021). The Global E-waste Monitor 2020. Quantities, flows, and the circular economy potential. Ginebra: United Nations University (UNU)/United Nations Institute for Training and Research (UNITAR). Disponible en: <http://ewastemonitor.info/>





BIBLIOGRAFÍA

Galos, K.; Szamałek, K. (2016). "Metals in Spent Mobile Phones (SMP) – a new challenge for mineral resources management," Mineral Resources Management, 32(4):45-48. Disponible en:

<http://journals.pan.pl/dlibra/publication/121561/edition/105936/>

García Blanco, A. et al. (2013). "Copper in Galician ria sediments", Scientia Marina, 77(S1): 91-99. Disponible en: <https://doi.org/10.3989/scimar.03725.27H>

García-Olivares, A. "Substituting silver in solar photovoltaics is feasible and allows for decentralization in smart regional grids", Environmental Innovation and Societal Transitions, Vol. 17, pp. 15-21, 2015.

Geeraerts, K. et al. (2015). Illegal e-waste shipments from the EU to China. Quantitative and monetary analysis of illegal shipments and its environmental, social and economic impacts economic impacts. Londres: IEEP. Disponible en:

<https://efface.eu/quantitative-and-monetary-analysis-impacts-illegal-e-waste-shipments-eu-china/index.html>

Geisler C., W. Hördt, S. Kluska, A. Mondon, S. Hopman, M. Glatthaar. Overcoming electrical and mechanical challenges of continuous wave laser processing for Ni-Cu plated solar cells. Solar Energy Materials and Solar Cells, 2015. 133, 48-55.

<https://doi.org/10.1016/j.solmat.2014.11.010>.

Gérand, Y. et al. (2018). Modélisation des externalités environnementales pour une TVA circulaire (MODEXT) – Rapport. Angers: ADEME, Agence de la transition écologique. Disponible en: <https://librairie.ademe.fr/dechets-economie-circulaire/761-projet-modext.html>

Gies, E., Lazarus batteries. Nature, 2015. 526: p. S100-S101

Gil-Alana, L.A., Monge, M., 2019. Lithium: production and estimated consumption. Evidence of persistence. Resour. Pol. 60, 198–202.

<https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2019.01.006>

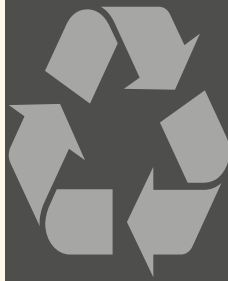
Global Witness (2020). Defending tomorrow. London: Global Witness. Disponible en: <https://www.globalwitness.org/en/campaigns/environmental-activists/defending-tomorrow/>

Gornall, J. (2016). "Here's the fix: planned obsolescence and the rise of a global repair movement," The National, October 10. Disponible en:

<https://www.thenationalnews.com/arts-culture/here-s-the-fix-plannedobsolescence-and-the-rise-of-a-global-repair-movement-1.161013>

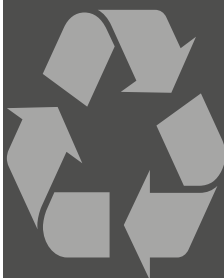
Gustafsson, Anna M. K., Britt-Marie Steenari, Christian Ekberg. (2015) Recycling of CIGS Solar Cell Waste Materials: Separation of Copper, Indium, and Gallium by High-Temperature Chlorination Reaction with Ammonium Chloride. Separation Science and Technology 50:15, pages 2415-2425.

Hagelüken, C. (2012). "Secondary Raw Material Sources for Precious and Special Metals". In Sinding-Larsen, R.; Wellmer, F.-W., Eds., Non-Renewable Resource Issues-Geoscientific and Societal Challenges. Dordrecht: Springer Verlag, 2012, pp. 195-212.



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminium 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815386	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.630
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2



BIBLIOGRAFÍA



Hagelüken, C. (2018) Recycling of Li-Ion Batteries - imperative for sustainable e-mobility

Harper, G., Sommerville, R., Kendrick, E. et al. Recycling lithium-ion batteries from electric vehicles. *Nature* 575, 75–86 (2019). <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1682-5>

Henckens, M.L.C.M. et al. (2016). "The set-up of an international agreement on the conservation and sustainable use of geologically scarce mineral resources," *Resources Policy*, 49:92-101. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2016.04.010>

Henckens, T. (2021). *Governance of the World's Mineral Resources. Beyond the Foreseeable Future*. Amsterdam: Elsevier.

Henckens, T.; Worrell, E. (2020). "Reviewing the availability of copper and nickel for future generations. The balance between production growth, sustainability and recycling rates," *Journal of Cleaner Production*, 264. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121460>

Hoatson, D. M.; Subhash, J.; Jaques, A.L. (2006). "Nickel sulphide deposits in Australia: Characteristics, resources, and potential," *Ore Geology Reviews*, 29: 177-241. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2006.05.002>

Hollins, O. (2013). "Mining desalination brine residues". Disponible en: https://www.oakdenehollins.com/s/Brine_mining.pdf

Huisman, J. et al. *Prospecting Secondary Raw Materials in the Urban Mine and mining wastes (ProSUM) - Final Report*, ISBN: 978-92-808-9060-0 (print), 978-92-808-9061-7 (electronic), December 21, 2017, Brussels, Belgium

Huisman, J., Botezatu, I., Herreras, L., Liddane, M., Hintsa, J., Luda di Cortemiglia, V., Leroy, P., Vermeersch, E., Mohanty, S., van den Brink, S., Ghenciu, B., Dimitrova, D., Nash, E., Shryane, T., Wieting, M., Kehoe, J., Baldé, C.P., Magalini, F., Zanasi, A., Ruini, F., and Bonzio, A., *Countering WEEE Illegal Trade (CWIT) Summary Report, Market Assessment, Legal Analysis, Crime Analysis and Recommendations Roadmap*, August 30, 2015, Lyon, France

IEA (2021a). *The Role of Critical Minerals in Clean Energy Transitions*. International Energy Agency (IEA), 2021.

IEA (2021b). *Net Zero by 2050*. International Energy Agency, 2021.

IEA. *Renewables 2020 - Wind*. International Energy Agency: Paris, France, 2021.

Iglesias-Embil, M., Valero, A., Ortego, A., Villacampa, M., Vilaro, J., Villalba, G., 2020. Raw material use in a battery electric car – a thermodynamic rarity assessment. *Resour. Conserv. Recycl.* 158, 104820. <https://doi.org/10.1016/J.RESCONREC.2020.104820>

IGME (2018). *Panorama Minero 2017*. Madrid: Instituto Geológico y Minero de España. Disponible en: [http://www.igme.es/PanoramaMinero/PANORAMA_MINERO_2017\(BU18\)Baja.pdf](http://www.igme.es/PanoramaMinero/PANORAMA_MINERO_2017(BU18)Baja.pdf)



BIBLIOGRAFÍA

International Energy Agency. Energy technology perspectives 2017. Catalysing energy technology transformations, International Energy Agency (2017)

IPBES (2019). Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn: IPBES. Disponible en: <https://ipbes.net/global-assessment> ; Palmer, M. A. et al. (2010). "Mountaintop Mining Consequences," *Science*, 327(5962): 148-149. Disponible en: <https://doi.org/10.1126/science.1180543>

IRENA. Future of wind: Deployment, investment, technology, grid integration and socio-economic aspects. International Renewable Energy Agency: Abu Dhabi, 2019.

IRP (2011). Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth. Nairobi: UNEP. Disponible en: <https://www.resourcepanel.org/reports/decoupling-natural-resource-use-and-environmental-impacts-economic-growth>

IRP (2020). Mineral Resource Governance in the 21st Century. Nairobi: UNEP. Disponible en: <https://www.resourcepanel.org/reports/mineral-resource-governance-21st-century>

ISE. Photovoltaics Report 2021. Fraunhofer Institute for Solar Energy: Freiburg, Alemania, 2021

Joint Research Center (2019). Consumption and Consumer Footprint: methodology and results.

Joint Research Centre (2021). Raw Materials Scoreboard 2021. Luxemburgo: Publications Office of the European Union. Disponible en: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/eb052a18-c1f3-11eb-a925-01aa75ed71a1/language-en>

Jones, P. T., et al. (2013). "Enhanced Landfill Mining in view of multiple resource recovery: a critical review," *Journal of Cleaner Production*, 55(15):45-55. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.021>

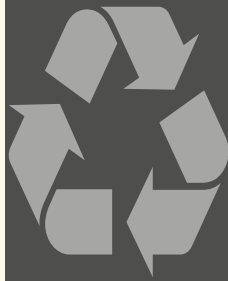
JRC [Joint Research Centre] (2021). Raw Materials Scoreboard 2021. Luxemburgo: Publications Office of the European Union. Disponible en: <https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/eb052a18-c1f3-11eb-a925-01aa75ed71a1/language-en>

Kayali, L. (2020). "Apple fined €25M in France for misleading consumers about slowed-down iPhones," *Politico*, Feb. 7. Disponible en: <https://www.politico.eu/article/apple-fined-e25m-in-france-for-misleading-consumers-about-slowed-down-iphones/>

Kerr, R. (2014). "The coming copper peak," *Science*, 343: 722-724. Disponible en: <https://science.sciencemag.org/content/343/6172/722>

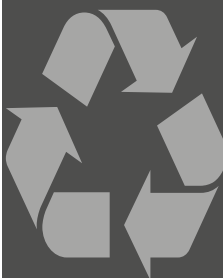
Kim, S. et al. (2019). "Rapid and selective lithium recovery from desalination brine using an electrochemical system," *Environmental Science*, 4. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C8EM00498F>

Kuipers, J.R. et al. (2006). Comparison of Predicted and Actual Water Quality at



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminium 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



BIBLIOGRAFÍA

Hardrock Mines. Washington: Earthworks. Disponible en:

https://www.earthworks.org/publications/comparison_of_predicted_and_actual_water_quality_at_hardrock_mines/

Kurylak, W. (2016). Innovation potential in the recovery of refractory metals from urban mines.

Lallana, M.; Almazán, A.; Valero, A.; Lareo, Á. Assessing Energy Descent Scenarios for the Ecological Transition in Spain 2020–2030. *Sustainability* 2021, 13, 11867.

<https://doi.org/10.3390/su132111867>

Lebedeva, N., Di Persio, F., Boon-Brett, L., Lithium ion battery value chain and related opportunities for Europe, EUR 28534 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2017, ISBN 978-92-79-66948-4, doi:10.2760/6060, JRC105010.

Lee, H. M.; Sundin, E.; Nasr, N. (2012). "Review of End-of-Life Management Issues in Sustainable Electronic Products," in Seliger, G., ed., *Sustainable Manufacturing*. Berlin: Springer. Disponible en: https://doi.org/10.1007/978-3-642-27290-5_18

Lee, J.K., Lee, J.S., Ahn, Y.S., Kang, G.H., 2018. Efficient recovery of silver from crystalline silicon solar cells by controlling the viscosity of electrolyte solvent in an electrochemical process. *Appl. Sci.* 8, 2131.

Lee, M., Hong, J., Lopez, J., Sun, Y., Feng, D., Lim, K., Chueh, W.C., Toney, M.F., Cui, Y., Bao, Z., 2017. High-performance sodium–organic battery by realizing four-sodium storage in disodium rhodizonate. *Nat. Energy* 2, 861–868.

<https://doi.org/10.1038/s41560-017-0014-y>

Licht, C.; Talens Peiró, L.; Villalba, G. Global Substance Flow Analysis of Gallium, Germanium, and Indium: Quantification of Extraction, Uses, and Dissipative Losses within their Anthropogenic Cycles. *Journal of Industrial Ecology* 2015, 19(5), 890-903.

<https://doi.org/10.1111/jiec.12287>

López Ferro, A. (2021). La rehabilitación de espacios afectados por actividades mineras. Tarragona: Universidad Rovira i Virgili.

López, F. A. et al. (2018). "Recovery and Purification of Tin from Tailings from the Penouta Sn–Ta–Nb Deposit," *Minerals*, 8(1): 20. Disponible en:

<https://doi.org/10.3390/min8010020>

MacDonald, A. et al. (2019). "The Hidden Deaths of Mining," *The Wall Street Journal*, December 21.

Magalini, F.; Huisman, J. (2018). *WEEE Recycling Economics. The shortcomings of the current business model*. Arnhem: European Electronics Recyclers Association.

Disponible en: <https://www.eera-recyclers.com/news/weee-recycling-economics>

Maitre-Ekern, E.; Dalhammar, C. (2016). "Regulating planned obsolescence: a review of legal approaches to increase product durability and reparability in Europe," *Rev Eur Comp Int Environ Law*, 25(3):378-394. Disponible en:

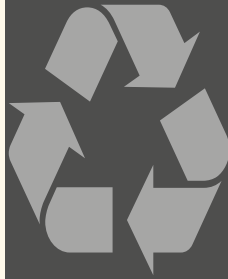
<https://doi.org/10.1111/reel.12182>





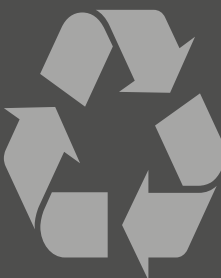
BIBLIOGRAFÍA

- Martínez Alier, J. (2020). "MIREU Backfires," Environmental Justice. Disponible en: <http://www.envjustice.org/2020/09/mireu-backfires/>;
- Mathieux, F. et al. (2017) Critical raw materials and the circular economy - Background report. EUR 28832 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. doi: 10.2760/378123.
- McKinley, A. (2016). "Consideraciones clave para el debate sobre la minería metálica en El Salvador," Anuario de Estudios Centroamericanos, 42:45-62. Disponible en: <https://www.redalyc.org/journal/152/15248437003/html/>
- Mehta, A. (2019). "Australian university pioneers urban mining 'microfactories'," Reuters Events, Apr. 29. Disponible en: <https://www.reutersevents.com/sustainability/australian-university-pioneers-urban-mining-microfactories>
- Mesa Nacional Frente a la Minería Metálica de El Salvador (2021). Sistematización de la lucha anti-minera en El Salvador. San Salvador: Mesa Nacional Frente a la Minería Metálica de El Salvador. Disponible en: <https://arpas.org.sv/2021/03/ley-prohibitiva-de-la-mineria-4-anos-sin-ser-implementada/>
- Meynen, N. (2019). Frontlines: Stories of Global Environmental Justice. Alresford: Zero Books, p. 142.
- Michaux, S.P. (2020). The Mining of Minerals and the Limits to Growth. Espoo: Geological Survey of Finland. Disponible en: https://tupa.gtk.fi/raportti/arkisto/16_2021.pdf
- Milios, L. (2018). "Advancing to a Circular Economy: three essential ingredients for a comprehensive policy mix," Sustain Sci., 13(3):861-878. Disponible en: <https://dx.doi.org/10.1007%2Fs11625-017-0502-9>
- MITECO (2019). Resolución de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental por la que se publican los objetivos mínimos estatales y autonómicos de recogida separada de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) para el año 2019. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- MITECO (2021). Resolución de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental por la que se publican los objetivos mínimos estatales y autonómicos de recogida separada de residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEE) para el año 2021. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico.
- MITECO. Audiencia e información pública a las Administraciones Públicas afectadas y a personas interesadas, sobre los trámites sustantivo y ambiental de la propuesta de planificación de la red de transporte de energía eléctrica para el periodo 2021-2026. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: Madrid, 2021.
- MITECO. Memoria anual de generación y gestión de residuos. Residuos de aparatos eléctricos y electrónicos 2019. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: Madrid, 2020.



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



BIBLIOGRAFÍA



MITECO. Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: Madrid, 2020.

MITECO. Resolución y objetivos mínimos de recogida separada de RAEE estatales y autonómicos 2021. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: Madrid, 2021.

MITECO. Resolución y objetivos mínimos de recogida separada de RAEE estatales y autonómicos 2019. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico: Madrid, 2019.

Mitjans, V. et al. (2014). Oportunidades de creación de empleo en la mejora de la gestión de RAEE. Barcelona: Gremi de Recuperació de Catalunya. Disponible en: https://issuu.com/recupera/docs/estudio_empleaverde

Monier V., Benhallam R., Maccario F., Basciano R., Lecointre E. (2019). Rapport Annuel de l'Observatoire des Véhicules Hors d'Usage – Données 2017. Deloitte Développement Durable et Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME).

Morrill, J., et al. (2020). Safety First: Guidelines for Responsible Mine Tailings Management. Washington: Earthworks. Disponible en: <https://www.earthworks.org/publications/safety-first-guidelines-for-responsible-minetailings-management/>

Mossali, E.; Picone, N.; Gentilini, L.; Rodríguez, O.; Pérez, J.M.; Colledani, M. Lithium-ion batteries towards circular economy: A literature review of opportunities and issues of recycling treatments. *Journal of Environmental Management* 2020, 264, 110500. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110500>.

Mudd, G. M. (2009). *The Sustainability of Mining in Australia: Key Production Trends and Their Environmental Implications for the Future*. Melbourne: Department of Civil Engineering, Monash University and Mineral Policy Institute.

Mudd, G.M. (2019). "Mining & Its Growing Environmental Impacts". Disponible en: <https://miningwatch.ca/sites/default/files/muddpresentationmining-v-mine-waste.pdf>

Nakamura, T.; Halada, K. (2014). *Urban Mining Systems*. Tokio: Springer.

Nguyen, T. P., et al. (2021). "Polypeptide organic radical batteries," *Nature*, 593: 61-66. Disponible en: <https://www.nature.com/articles/s41586-021-03399-1>

Nieto, J.M., et al. (2007). "Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian Pyrite Belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva Estuary," *Environment International*, 33(4):445-455. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.11.010>

Norman, C. S. (2008). "Rule of Law and the Resource Curse," *Environmental and Resource Economics*, 43 (2): 183-207. Disponible en: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10640-008-9231-y>

OECD (2018). *Global Material Resources Outlook to 2060: Economic Drivers and*



BIBLIOGRAFÍA

Environmental Consequences. París: Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos. Disponible en: <https://doi.org/10.1787/9789264307452-en>

OMS (2021). Children and digital dumpsites: e-waste exposure and child health. Ginebra: Organización Mundial de la Salud. Disponible en: <https://www.who.int/publications/i/item/9789240023901>

OMS (2021). Children and digital dumpsites: e-waste exposure and child health. Annex: Literature review on the health effects of exposure to e-waste. Ginebra: Organización Mundial de la Salud. Disponible en: <https://www.who.int/publications/i/item/9789240023901>

Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (2019), Global Material Resources Outlook to 2060. Disponible en: <https://www.oecd.org/environment/global-material-resources-outlook-to-2060-9789264307452-en.htm>

Ortego, A., Valero, A., Valero, A. and Restrepo, E. (2018), Vehicles and Critical Raw Materials: A Sustainability Assessment Using Thermodynamic Rarity. Journal of Industrial Ecology, 22: 1005-1015. <https://doi.org/10.1111/jiec.12737>

Ortego, A.; Calvo, G.; Valero, A.; Iglesias-Émbil, M.; Valero, A.; Villacampa, M. Assessment of strategic raw materials in the automobile sector. Resources, Conservation and Recycling, 161, 104968. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104968>.

Pagliari, M., Meneguzzo, F., 2019. Lithium battery reusing and recycling: a circular economy insight. Heliyon 5, e01866. <https://doi.org/10.1016/J.HELIYON.2019.E01866>

Pan, H.B. et al. (2020). "A highly efficient uranium grabber derived from acrylic fiber for extracting uranium from seawater," Dalton Transactions, 49: 2803-2810. Disponible en: <https://doi.org/10.1039/C9DT04562G>

Panel Internacional de los Recursos, Programa de las Naciones Unidas para el Medioambiente (2019), Panorama de los Recursos Globales 2019: Recursos naturales para el futuro que queremos. Disponible en: <https://www.resourcepanel.org/reports/global-resources-outlook>

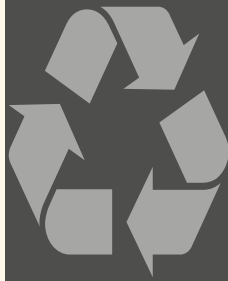
Parrique, T. et al. (2019). Decoupling debunked: Evidence and arguments against green growth as a sole strategy for sustainability. Brussels: European Environmental Bureau. Disponible en: <https://eeb.org/library/decouplingdebunked/>

Pavel, C. C. et al. (2016) Substitution of critical raw materials in low-carbon technologies: lighting, wind turbines and electric vehicles. doi: 10.2790/64863.

Pérez López, R. et al. (2011). "Evaluation of heavy metals and arsenic speciation discharged by the industrial activity on the Tinto-Odiel estuary, SW Spain," Marine Pollution Bulletin, 62(2): 405-411. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.12.013>

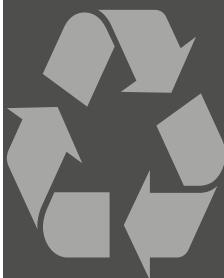
Pitron, G.; Pérez, J.-L. (2019). Le vert n'est pas vert! [film]. Paris: Arte France.

Porter, A. (2015). "Are washing machines built to fail?" Which?, Jun. 17. Disponible en:



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
Al Aluminum 26.98	Si Silicon 28.09
Ga Gallium 69.72	Ge Germanium 72.64
In Indium 114.82	Sn Tin 118.71
Tl Thallium 204.38	Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.9815385	14 Si Silicon 28.0855
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.3833	82 Pb Lead 207.2



BIBLIOGRAFÍA



<https://www.which.co.uk/news/2015/06/are-washing-machines-built-to-fail-406177/>

Pothen, F. et al. (2019). Scrap Bonus: External Costs and Fair Competition in the

Prichard, H. M. et al. (2016). "Precious metals in urban waste," Water and Environment Journal, 30(1-2):151-156. Disponible en: <https://doi.org/10.1111/wej.12166>

Pulido-Sanchez, D., Capellan-Perez, I., Mediavilla-Pascual, M., De Castro-Carranza, C., Frechoso-Escudero, F.. (2021). ANALYSIS OF THE MATERIAL REQUIREMENTS OF GLOBAL ELECTRICAL MOBILITY. DYNA, 96(2). 207-213. DOI: <https://doi.org/10.6036/9893>

Pure Earth y Green Cross Switzerland (2016). The World's Worst Pollution Problems 2016: The Toxics Beneath Our Feet. Geneva: Pure Earth y Green Cross Switzerland. Disponible en: <https://www.worstpolluted.org/>

Recharge (2018) The Batteries Report 2018. Available at:

<https://www.rechargebatteries.org/the-recharge-batteries-report-2018-is-online/>

REE. Informe del Sistema Eléctrico Español 2020. Red Eléctrica de España: Madrid, 2021. En octubre de 2021 la potencia en servicio es de 28,2 GW para la eólica y 11,7 GW para la solar fotovoltaica.

Reuter, M. A., et al. (2018). "Limits of the Circular Economy: Fairphone Modular Design Pushing the Limits," World of Metallurgy, 69(4):201-216. Disponible en:

https://www.researchgate.net/publication/323855448_Limits_of_the_Circular_Economy_Fairphone_Modular_Design_Pushing_the_Limits

Rico, M. (2008). "Reported tailings dam failures: A review of the European incidents in the worldwide context," Journal of Hazardous Materials, 152(2):846-852. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.050>

Rodríguez, L.; Macías, F. A. (2009). "To Cyanide or Not to Cyanide? Some Argentinean Provinces Banned Use of Cyanide in Mining Activities: Is This Prohibition Legal," Rocky Mountain Mineral Law Foundation Journal, 46(2): 237-250.

Rodríguez, O. et al. (2020). "Recovery of niobium and tantalum by solvent extraction from Sn-Ta-Nb mining tailings," RSC Adv., 10: 21406, Disponible en:

<https://digital.csic.es/handle/10261/225884>

Roskill (2016). Rare earths: Global industry, markets and outlook. Sixteenth Edition. London, UK: Roskill.

Ross, M.L. (2004). "What Do We Know about Natural Resources and Civil War?"

Journal of Peace Research, 41(3): 337-356. Disponible en:

<https://doi.org/10.1177/0022343304043773>

Rudolph, D., Olibet, S., Hoornstra, J., Weeber, A., Cabrera, E., Carr, A., Koppes, M., Kopecek, R., 2013. Replacement of silver in silicon solar cell metallization pastes containing a highly reactive glass frit: is it possible? Energy procedia 43, 44-53.

Samouhos, M., Taxiarchou, M., Paspaliaris, I., Karhu, M., Bourg, S., Bouyer, E., Sundqvist, L. Roadmap and innovation pathways for technology development in CRMs.



BIBLIOGRAFÍA

Deliverable 6.4 of the SCRREEN project funded through the European Union's Horizon 2020 research and innovation programme under grant agreement No 730227

Sánchez Bisquert, D. et al. (2017). "The impact of atmospheric dust deposition and trace elements levels on the villages surrounding the former mining areas in a semi-arid environment (SE Spain)," *Atmospheric Environment*, 152:256-269. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.12.043>

Sarasquete C. et al. (1997). "Histochemical distribution and accumulation of trace metals in the heart of green and normal *Crassostrea angulata* specimens from different southwest Spanish coasts," *Eur. J. Histochem*, 41:139-148.

Schaik, A. van; Reuter, M.A. (2016). "Recycling indices visualizing the performance of the circular economy," *World of Metallurgy*, 69(4):201-216. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/303936442_Recycling_indices_visualizing_the_performance_of_the_circular_economy

Schmidt, F. (2017). "When plants work as miners and cleaners," *DW*, May 18. Disponible en: <https://www.dw.com/en/when-plants-work-as-miners-and-cleaners/a-38882153>

Schueler, V., et al. (2011). "Impacts of Surface Gold Mining on Land Use Systems in Western Ghana," *Ambio*, 40(5): 528-539. Disponible en: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3357810/>

Schüler D. Buchert M., Liu R., Dittrich S., Merz C. (2011) Study on Rare Earths and Their Recycling, Final Report for the Greens/EFA Group in the European Parliament, Öko Institut e. V.

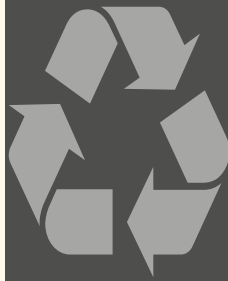
Selwyn, D. (2020). *Martial Mining*. London: London Mining Network. Disponible en: <https://londonminingnetwork.org/wpcontent/uploads/2020/04/Martial-Mining.pdf>

Sethurajan, M. et al. (2019) Recent advances on hydrometallurgical recovery of critical and precious elements from end of life electronic wastes - a review, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49:3, 212-275, DOI: 10.1080/10643389.2018.1540760

Smith, S. J., et al. (2004). *Historical Sulfur Dioxide Emissions 1850-2000. Methods and Results*. Maryland: Pacific Northwest National Laboratory. Disponible en: <https://doi.org/10.2172/15020102>

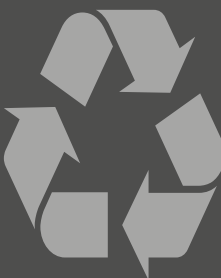
Söderholm, P. (2011). "Taxing virgin natural resources: lessons from aggregates taxation in Europe," *Resour Conserv Recycl*, 55(11):911-922. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.05.011>. Véase: <https://www.gov.scot/publications/evidence-review-illustrative-policy-options-scottish-aggregates-levy/pages/3/>

Song J., Yan W., Cao H., Song Q., Ding He., Lv Z., Zhang Y., Sun Z. (2019). Material flow analysis on critical raw materials of lithium-ion batteries in China. *Journal of Cleaner Production*. 215, 570-581.



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



BIBLIOGRAFÍA

Sonter, L. J. et al. (2014). "Processes of land use change in mining regions," *Journal of Cleaner Production*, 84, 494-501. Disponible en:

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.03.084>;

Sonter, L., et al. (2020). "Renewable energy production will exacerbate mining threats to biodiversity," *Nature Communications*, 11:4174. Disponible en:

<https://www.nature.com/articles/s41467-020-17928-5>

Soulier, M. et al. (2018). "Dynamic analysis of European copper flows," *Resources, Conservation and Recycling*, 129: 143-152. Disponible en:

<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.10.013>

Strand, R., et al. (2021). "Growth without economic growth," EEA Briefing no. 28/2020. Disponible en: <http://doi.org/10.2800/781165>

Strömberg B., Banwart S. (1994). "Kinetic modelling of geochemical reactions at the Aitik mining waste rock site in northern Sweden," *Appl Geochem*, 9:583-595

Sundqvist Ökvist, L. et al. (2018) Production technologies of critical raw materials from secondary resources. SCREEN project D.4.2. Available at:

<http://screen.eu/results/>

Talego, F., Pérez Cebada, J. D. (2021). "La minería y el agua en la provincia de Huelva (y II): Dimensión actual del problema," *Diario de Huelva*, 5 de agosto. Disponible en:

<https://www.diariodehuelva.es/2021/08/05/mineria-agua-agricultura-huelva/>

Talens Peiro, L., et al. (2018). Towards Recycling Indicators based on EU flows and Raw Materials System Analysis data. Luxembourg: Publications Office of the European Union. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.2760/092885>

Talens Peiró, L.; Baiguera, F.; Maci, A.; Olivieri, M.; Villa, P.; Colledani, M.; Gabarrell i Durany, X. Digitalization as an enabler of the Circular Economy of electronics. *Procedia Manufacturing*, 2021. 54, 58-63. <https://doi.org/10.1016/j.promfg.2021.07.010>.

Talens Peiró, L.; Castro Girón, A.; Gabarrell i Durany, X. Examining the feasibility of the urban mining of hard disk drives. *Journal of Cleaner Production*, 2020. 248, 119216. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119216>.

Talens Peiró, L.; García Fernández, B.; Gabarrell i Durany, X. Investigating a repair workshop: The reuse of washing machines in Barcelona. *Sustainable Production and Consumption*, 2022. 29, 171-179. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.10.003>.

Talens Peiró, L.; Polverini, D.; Ardente, F.; Mathieux, F. Advances towards circular economy policies in the EU: The new Ecodesign regulation of enterprise servers. *Resources, Conservation and Recycling*, 2020. 154, 104426. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104426>.

Talens Peiró, L.; Gara Villalba Méndez, and Robert U. Ayres. Material Flow Analysis of Scarce Metals: Sources, Functions, End-Uses and Aspects for Future Supply. *Environmental Science & Technology* 2013 47 (6), 2939-2947 DOI: 10.1021/es301519c

Terminski, B. (2012). "Mining-Induced Displacement and Resettlement: Social





BIBLIOGRAFÍA

Problem and Human Rights Issue,” SSRN. Disponible en:

<https://www.ssrn.com/abstract=2028490>

Timmermans, B.; Achten, W. M. J. (2018). “From value-added tax to a damage and value-added tax partially based on life cycle assessment: principles and feasibility,” The International Journal of Life Cycle Assessment, 23: 2217-2247. Disponible en:

<https://doi.org/10.1007/s11367-018-1439-7>;

Tolcin, A., 2013. Indium. U.S. Geological Survey Mineral Commodity Summaries.

Tseng, C.-M. et al. (2021). “Bluefin tuna reveal global patterns of mercury pollution and bioavailability in the world’s oceans,” PNAS, 118(38):e2111205118. Disponible en:

<https://doi.org/10.1073/pnas.2111205118>

U.S. Department of Defense (2015), Strategic and critical materials. 2015 Report on stockpile requirements.

U.S. Geological Survey, 2021, Mineral commodity summaries 2021: U.S. Geological Survey, 200 p., <https://doi.org/10.3133/mcs2021>.

UNEP (2013) Metal Recycling: Opportunities, Limits, Infrastructure, A Report of the Working Group on the Global Metal Flows to the International Resource Panel.

Geneva: United Nations Environment Programme. Disponible en:

<https://www.resourcepanel.org/reports/metal-recycling>

UNEP (2019). Global Mercury Assessment. Geneva: UN Environment Programme.

Disponible en: <https://www.unep.org/resources/publication/global-mercury-assessment-2018>

UNEP (2021). Mineral Resource Governance and the Global Goals: An agenda for international collaboration. Geneva: UN Environment Programme. Disponible en:

<https://www.greengrowthknowledge.org/research/mineral-resource-governance-and-global-goals-agenda-international-collaboration>

UNEP. Recycling rates of metals – a status report. A report of the working group of the global metal flows to the international resource panel. 2011.

UNODC (2013). Transnational Organized Crime in East Asia and the Pacific – A Threat Assessment. Viena: Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito.

Disponible en: <https://www.unodc.org/toc/en/reports/TOCTA-EA-Pacific.html>

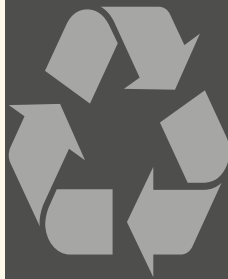
Urkidi, L. et al. (2016). Transiciones energéticas: Sostenibilidad y Democracia Energética. Bilbo: Universidad del País Vasco; CEAR (2012). Contra el despojo. Bilbo:

Comisión de Ayuda al Refugiado en Euskadi. Disponible en: <https://www.cear-euskadi.org/producto/contra-el-despojo/>

USGS, “Principles of a Resource/Reserve Classification for Minerals”. U.S. Geological Survey, Estados Unidos, 1980

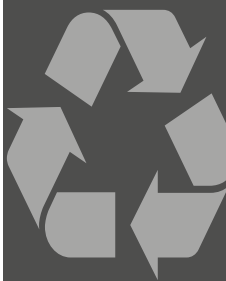
USGS. Mineral Commodity Summaries: Indium. .US. Geological Survey: Estados Unidos, 2021. <https://www.usgs.gov/centers/nmic/indium-statistics-and-information>

Valero, A., Antonio Valero y Guiomar Calvo. Thanatia: Límites materiales de la



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98	14 Si Silicon 28.09
31 Ga Gallium 69.72	32 Ge Germanium 72.64
49 In Indium 114.82	50 Sn Tin 118.71
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2



BIBLIOGRAFÍA

transición energética. Prensas de la Universidad de Zaragoza: Zaragoza, 2021.

Valero, A.; Valero, A.; Calvo, G.; Ortego, A. Material bottlenecks in the future development of green technologies. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 2018, 93, 178–200. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.05.041>

van der Ent, A. (2019). "Heavy Metal Farming," *Australasian Science*, July-August. Disponible en: <http://www.australasianscience.com.au/article/issue-may-2015/heavy-metal-farming.html>

Van Yken, J., et. al. (2021). "E-Waste Recycling and Resource Recovery: A Review on Technologies, Barriers and Enablers with a Focus on Oceania," *Metals*, 11(8):1313. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/met11081313>

Vázquez, P; Paredes Rizo, L. (2014). "PBDEs exposure and biological effects on e-waste recycling workers: a systematic review," *Med Segur Trab (Internet)* 2014; 60 (237) 714-741

Venard, L. (2017). "Get Paid To Fix Your Broken Things — New Swedish Tax Breaks Support Repair," *Medium*, Mar. 1. Disponible en: <https://medium.com/@greenxeurope/getting-paid-to-fix-your-broken-things-new-swedish-taxbreaks-support-repair-ff67c016c211>

Verhoef, E. V., Gerard P. J. Dijkema, y Markus A. Reuter. *Process Knowledge, System Dynamics, and Metal Ecology. Journal of Industrial Ecology.* 2008. 8 (1-2), 23-43. <https://doi.org/10.1162/1088198041269382>

Verweijen, J; Dunlap, A. (2021). "The evolving techniques of the social engineering of extraction: Introducing political (re)actions 'from above' in large-scale mining and energy projects," *Political Geography*, 88:102342. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.polgeo.2021.102342>

Vicente-Martorell, J. J. et al. (2009). "Bioavailability of heavy metals monitoring water, sediments and fish species from a polluted estuary," *J Hazard Mater*, 162:823-36. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.106>

Vilela, D., et al. (2016). "Graphene-Based Microbots for Toxic Heavy Metal Removal and Recovery from Water," *Nano Lett.*, 16(4):2860-2866. Disponible en: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/acs.nanolett.6b00768>

Watari, T. et al. (2020). "Review of critical metal dynamics to 2050 for 48 elements," *Resources, Conservation and Recycling*, 155: 104669. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.104669>

Weckend V., A. Wade, G. Heath, "End-of-life management: Solar Photovoltaic Panels", IRENA & IEA PVPS, informe técnico, junio 2016.

Wellmer, F.; Hagelüken, C. (2015). "The Feedback Control Cycle of Minerals Supply, Increase of Raw Materials, Efficiency, and Sustainable Development," *Minerals*, 815-836. Disponible en: <https://doi.org/10.3390/min5040527>

Wernick, I. K.; Themelis, N. J. (1998). "Recycling metals for the environment," *Annu.*





BIBLIOGRAFÍA

Rev. Energy Environ., 23:465-97.

Wesoff, Eric First Solar Discontinues Its TetraSun High-Efficiency Silicon Experiment. Green Tech Media, July 05, 2016.

<https://www.greentechmedia.com/articles/read/first-solar-discontinues-its-tetrasun-high-efficiency-silicon-experiment>

Wiechert, A. I. et al. (2020). "Uranium Recovery from Seawater Using Amidoxime-Based Braided Polymers Synthesized from Acrylic Fibers," Ind. Eng. Chem. Res., 59(31):13988-13996. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.iecr.0c01573>

Williams, A. (2019). "Scientists use a blender to reveal what's in our smartphones". At: [https://www.plymouth.ac.uk/news/scientists-use-a-blender-to-reveal-whats-in-our-smartphones%20Also see: https://youtu.be/bhuWmcDT05Q](https://www.plymouth.ac.uk/news/scientists-use-a-blender-to-reveal-whats-in-our-smartphones%20Also%20see%20https://youtu.be/bhuWmcDT05Q)

Wilts, H. et al. (2011). "Challenges of metal recycling and an international covenant as possible instrument of a globally extended producer responsibility," Waste Management & Research, 29(9):902-910. Disponible en: https://epub.wupperinst.org/files/3850/3850_Wilts.pdf

Winterstetter, A. et al. (2018). "Decision making guidelines for mining historic landfill sites in Flanders," Waste Management, 77:225-237. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.03.049>

World Economic Forum (2019). "A New Circular Vision for Electronics. Time for a Global Reboot".

Ylä-Mella, J and Pongrácz, E (2016) Drivers and Constraints of Critical Materials Recycling: The Case of Indium Resources 2016, 5, 34 doi:103390/resources5040034

Younger P. L. et al. (2005). "The contribution of science to risk-based decision-making: lessons from the development of full-scale treatment measures for acid mine waters at Wheal Jane, UK," Sci Total Environ, 338:137-154.

Yugo, M.; Soler, A. Outlook for battery raw materials (literature review). Concawe Review, 2019. 28 (1). <https://www.concawe.eu/publication/outlook-for-battery-raw-materials/>

Zapata Gayoso, E. (2015). Estudio de las posibilidades de aplicación de los conceptos de Urban Mining y Landfill Mining (Proyecto fin de carrera). Madrid: E.T.S.I. de Minas y Energía, Universidad Politécnica de Madrid. Disponible en: <https://oa.upm.es/40888/>

Zeng, X. et al. (2018). "Urban Mining of E-Waste is Becoming More Cost-Effective Than Virgin Mining," Environ. Sci. Technol., 52(8): 4835-4841. Disponible en: <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04909>



13 IIIA	14 IVA
B Boron 10.81	C Carbon 12.01
13 Al Aluminum 26.98235	14 Si Silicon 28.085
31 Ga Gallium 69.723	32 Ge Germanium 72.63
49 In Indium 114.818	50 Sn Tin 118.710
81 Tl Thallium 204.38	82 Pb Lead 207.2





INFORME

RECICLAJE
de **METALES**
HACIA LA MINERÍA URBANA



Área de minería
Ecologistas en Acción
www.ecologistasenaccion.org