

ECONOMÍA CIRCULAR Y ECOSISTEMAS INDUSTRIALES. CASO DE ESTUDIO PARA LA RECUPERACIÓN DE METALES DE LOS APARATOS ELÉCTRICOS Y ELECTRÓNICOS

LAURA TALENS PEIRÓ

XAVIER GABARRELL I DURANY

Universitat Autònoma de Barcelona

El progreso industrial y tecnológico ha supuesto un incremento en el número y tipo de recursos en los procesos industriales. Durante los últimos siglos hemos pasado de desarrollar tecnologías fuertemente vinculadas al uso del carbón a tecnologías que utilizan cada vez más un mayor número de materiales de la tabla periódica, como puede observarse en la Figura 1 (Achzet, Reller and Zepf, 2011). Según los principios de conservación de masa y las

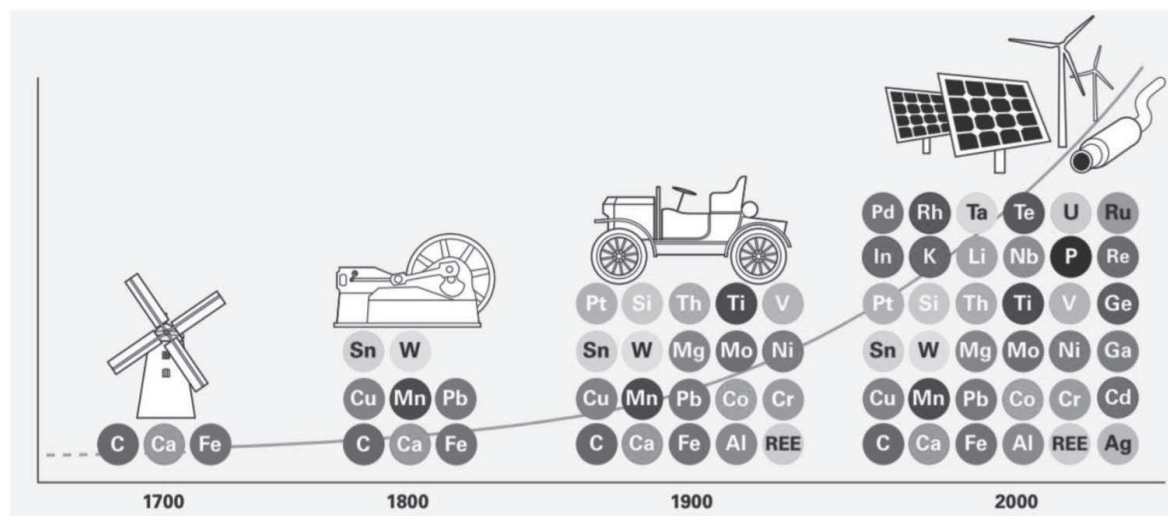
leyes de termodinámica, la extracción de recursos para la producción de productos comporta también la generación de residuos y emisiones. El reto al que se enfrenta todo sistema productivo es reducir la cantidad de residuos y emisiones, y generar además del producto principal, una serie de co-productos que tengan un valor en el mercado.

Desde los inicios de la industrialización, la gestión de residuos y emisiones se ha gestionado de diversas formas. A finales del siglo XIX, un primer paso fue la deslocalización de la industria a zonas del extrarradio de los núcleos urbanos. El objetivo era reducir el impacto ambiental directo, tal como emisiones de monóxido de carbono, generado por la industria en zonas habitadas que afectaban de forma directa a la salud. Posteriormente, el interés principal se centró en reducir la cantidad de residuos y de emisiones generadas en procesos industriales mediante estrategias conocidas como final de tubería (en inglés *end-of-pipe solutions*). Las medidas finales de tubería en muchos casos consistían en diluir concen-

traciones de diversas sustancias con el fin de reducir su toxicidad y, consecuentemente, su impacto ambiental. Estas estrategias realizaban una distinción más clara entre residuos sólidos, aguas residuales y emisiones. Durante las dos últimas décadas del siglo XX empezó a tomar relevancia las llamadas tecnologías limpias que son cualquier proceso, producto o servicio que reduce los impactos ambientales a través de mejoras significativas en la eficiencia energética, el uso sostenible de los recursos y actividades de protección ambiental. Así pues, se incluyen tecnologías relacionadas con el reciclaje, las energías renovables, el transporte con bajas emisiones de carbono y la gestión de las aguas grises, entre otros. A principios del siglo XXI se va consolidando la visión de ciclo de vida y, en especial, el ecodiseño de productos y servicios.

En esta segunda década del siglo XXI, el contexto es totalmente diverso. La deslocalización de la industria extractiva y productiva que sucedía (en menor grado) a nivel regional pasa a realizarse en terceros paí-

FIGURA 1
EVOLUCIÓN EN EL NÚMERO DE MATERIALES UTILIZADOS EN LAS TECNOLOGÍAS DESDE EL INICIO DEL DESARROLLO TECNOLÓGICO



Fuente: Achzet, Reller and Zepf, 2011.

ses donde las regulaciones ambientales son menos restrictivas. Este efecto, denominado *dumping* ambiental, ha conllevado una reducción en el número de empresas 'más molestas, insalubres y peligrosas' (López Groh, 2011). Muchos de los polígonos industriales actuales que encontramos en países desarrollados centran su actividad en el diseño de productos, el ensamblaje de componentes y operaciones logísticas. En contraposición al *dumping* ambiental, la industria minera europea está viendo un resurgir de su actividad (Keating, 2020) especialmente desde que se ha tomado conciencia de que la UE depende de la importación de una gran cantidad de minerales y metales clave para la transición ecológica. Por ejemplo, alrededor del 62% de materias primas críticas procede de China, que concentra el 70% del suministro global de estos materiales (Miner and Rosmino, 2019). Desde la asociación empresarial Euromines defienden la necesidad de invertir en la exploración de nuevas minas. Este es un proceso que se dilata mucho en el tiempo ya que después de evaluar su viabilidad económica, también es necesaria la realización de diversos estudios sobre el impacto económico, ambiental y social que muchas veces limita el desarrollo de proyectos mineros (Euromines, 2019).

Este artículo tiene como objetivo visualizar que el ecosistema industrial actual ya no se compone solamente de industrias que producen bienes o servicios, sino que los nuevos ecosistemas industriales pueden tener un componente urbano - y también agrícola si bien no se incluye en el caso estudio - muy importante. Se pretende describir los tres conceptos claves para poder avanzar hacia una economía circular en un ecosistema industrial y urbano, en este caso, centrado en los aparatos eléctricos y electrónicos (AEEs),

partiendo desde un análisis global hacia la escala local. En el primer punto se aborda la aplicación del análisis de flujo de materiales (AFM) para el análisis de recursos en Europa. A continuación, analizamos la gestión actual de los aparatos eléctricos y electrónicos, para continuar describiendo los tres puntos clave para su avance hacia una economía circular: la arquitectura del producto, la composición química y la vida útil del producto. El artículo concluye con el caso estudio de los discos duros en el ecosistema industrial-urbano de Barcelona, para avanzar hacia la transición de modelos de gestión de recursos, en vez de gestión de residuos.

ESCALAS DE ECOSISTEMAS INDUSTRIALES ↓

Hasta hace poco se analizaban los ecosistemas industriales como un sistema formado por procesos en diferentes industrias cada uno de ellos con el objetivo de proveer un bien y/o servicio, localizados en un determinado espacio físico. Así, dichos ecosistemas se correspondían también a un polígono industrial o de servicios, o a un conjunto de ellos en una misma zona. Además, pronto se vio la necesidad de analizar ecosistemas industriales que se caracterizaban por su especialización, que se distribuían en territorios más amplios y no colindantes, pero que se relacionaban a través de sus flujos de materia, productos o energía. La necesidad de dar respuesta a los flujos de residuos y los nuevos conocimientos derivados de las tecnologías de la comunicación generaron nuevas oportunidades con una visión más virtual de ecosistema industrial en la que la red podía interrelacionar flujos aun estando a kilómetros de distancia y perteneciendo a organizaciones sin contacto alguno. Parecía que en el mundo de la globalización no tenía sentido una visión sistémica restringida a un

espacio de tiempo y territorio muy reducido, así que se tendía hacia ecosistemas cada vez mayores en tamaño. Pero todo ello ha conllevado a un aumento de la ineficiencia (desde el punto de vista de la materia, de la energía y el tiempo), del transporte de recursos y a la dependencia de los sistemas: la optimización global es a costa de suministrar más energía al sistema. Frente a ello, se retoma la visión del ecosistema autosuficiente, menos dependiente, más adaptable, flexible y local. Los nuevos ecosistemas industriales ya no van a ser industriales, sino que en analogía con la naturaleza, son sistemas híbridos en los que van a interrelacionarse flujos muy diversos a escala local pertenecientes a sectores tan diversos como la industria, los servicios y la agricultura, entre otros, así como los anteriormente considerados como urbanos. La escala local pretende dar seguridad y adaptabilidad a un ecosistema que tiene su centralidad en las personas que se desarrollan en el mismo.

La expansión de los núcleos urbanos en las grandes ciudades (de más de un millón de habitantes) ha conllevado también un incremento sobre la demanda de recursos. El análisis de las ciudades desde la perspectiva de sistema en el que suceden una serie de entradas de recursos y salidas de productos, residuos y emisiones se conoce hoy en día como metabolismo urbano (Kennedy, Cuddihy and Engel-Yan, 2007). Dentro de este campo, existe una línea de discusión que entiende las ciudades como nuevos núcleos de creación y manufactura de productos en oposición a percibirlos simplemente como sistemas de consumo y generación de residuos (Manzini and Cipolla, 2019; López Groh, 2011). Un ejemplo de esta visión es la proliferación de los llamado *fab labs* (acrónimo del inglés *Fabrication Laboratory*) que son espacios urbanos concebidos para la producción de objetos físicos a escala personal o local que agrupa máquinas y herramientas para la fabricación digital (UAB, 2018). Estos espacios, fuertemente vinculados con la sociedad, favorecen la creatividad a los ciudadanos, y se consideran como nichos para la innovación.

Tanto a nivel urbano como industrial se han desarrollado diversas directivas en el ámbito europeo y también regulaciones en el ámbito estatal y local con el objetivo de sistematizar la gestión de residuos. Por ejemplo, la directiva 2012/19/EU tiene como objetivo promover la reutilización, el reciclaje y otras formas de recuperación de residuos de equipos eléctricos y electrónicos (RAEE), que establece criterios para la recogida, tratamiento y recuperación de estos productos (European Parliament and The Council Of The European Union, 2012). En el contexto actual de crisis climática se hace cada vez más necesario, en primer lugar, entender de forma sistémica los flujos y el stock de materiales. En segundo lugar, identificar sistemas de negocio o procesos que permitan optimizar la vida útil de los productos existentes en el sistema

socioeconómico y recuperar materiales, sobre todo aquellos provenientes de recursos no renovables como es el caso de los metales. Es necesario hacer una transición como sociedad y reemplazar el concepto de gestión de residuos por el de gestión de recursos.

APLICACIÓN DEL ANÁLISIS DE FLUJO DE MATERIALES PARA IDENTIFICAR LOS MATERIALES CRÍTICOS PARA EUROPA: ECOSISTEMA GLOBAL. ↓

La Comisión Europea lanzó la Iniciativa Europea de Materias Primas en 2008 y adoptó en 2011 un documento de estrategia que establece medidas específicas para asegurar y mejorar el acceso a las materias primas en la UE, basado en un enfoque de tres pilares: 1) el suministro justo y sostenible de materias primas de los mercados internacionales, 2) fomento del suministro sostenible en la UE, y 3) impulsar la eficiencia de los recursos y promover el reciclaje (European Commission, 2008). Desde 2010 se han publicado diversos estudios sobre los materiales críticos desde la óptica de la industria europea. Los materiales críticos son materiales estratégicamente relevantes para la industria europea y que provienen de países políticamente inestables, lo que conlleva un posible riesgo del suministro. Por ejemplo, uno de los materiales críticos que aparece en todos los informes es el cobalto. El cobalto es un material estratégicamente importante para las baterías secundarias, sobre todo por su aplicación en AEEs y vehículos eléctricos. En el caso de los vehículos eléctricos es clave para la transición hacia modos de transporte bajos en emisiones de dióxido de carbono (CO₂). Europa es una región con pocos recursos de cobalto. En 2016, la producción de cobalto en la UE fue de 2.300 toneladas, casi un 2% de la producción mundial. El suministro de este material se realiza básicamente a través de la importación desde otros países, principalmente de la República Democrática del Congo que suministra el 55% de la producción mundial. En 2030, se espera que la producción minera futura de la UE aumente a 3.200 toneladas. Para entonces, esta cantidad podría proporcionar alrededor del 6% del consumo europeo de cobalto en el sector de vehículos eléctricos (Alves Dias *et al.*, 2018).

En general, la lista de materiales incluidos como críticos ha ido incrementándose progresivamente desde el primer informe, en parte también debido a que el número de materiales a evaluar también ha aumentado. En 2011, se identificaron 14 materiales críticos de 41 materiales analizados (European Commission, 2011). En 2014, el número de materiales críticos fue de 20 de los 54 materiales evaluados, y en 2017 se identificaron 27 materiales críticos de los 61 materiales analizados (European Commission, 2014, 2017). La Tabla 1 muestra la evaluación de la lista de materiales críticos en los últimos informes. Se espera que la CE publique una nueva lista de materiales críticos en 2020.

TABLA 1
LISTA DE MATERIALES CRÍTICOS IDENTIFICADOS POR LA COMISIÓN EUROPEA EN 2011, 2014 Y 2017

2011 CRMs list (14)	2014 CRMs list (20)	2017 CRMs list (27)
Antimonio Berilio Cobalto Fluorita Galio Germanio Grafito Indio Magnesio Niobio Metales del grupo platino Tierras raras Tantalio Tungsteno	Antimonio Berilio Borato Cromo Cobalto Carbón de coque Fluorita Galio Germanio Indio Magnesita Magnesio Grafito natural Niobio Roca de fosfato Metal silicio Tungsteno Metales del grupo platino Tierras raras pesadas Tierras raras ligeras	Antimonio Barita Berilio Bismuto Borato Cobalto Carbón de coque Fluorita Galio Germanio Hafnio Helio Indio Magnesio Grafito natural Caucho natural Niobio Roca de fosfato Fósforo Escandio Metal silicio Tantalio Tungsteno Vanadio Metales del grupo platino Tierras raras pesadas Tierras raras ligeras

Fuente: Comisión Europea.

Paralelamente a estos estudios destinados a identificar materiales clave para la economía de Europa, la CE lanzó en 2012 el estudio sobre necesidades de datos para un análisis completo del flujo de materias primas. El objetivo de este estudio era apoyar a la Comisión Europea en la identificación de las necesidades de información y datos para un análisis completo del flujo de materias primas a nivel europeo. El estudio se centró en la recopilación de información de bases de datos disponibles públicamente, autoridades en cada Estado miembro, asociaciones industriales, empresas e informes disponibles comercialmente para 21 materiales o grupos de materiales (European Commission, 2012). El estudio señaló falta de datos con respecto a prácticamente todas las etapas del ciclo de vida de los materiales e identificó como las principales deficiencias la dependencia de fuentes puntuales o no pertenecientes a la UE con actualizaciones nulas o irregulares, la falta de estandarización, entre otras.

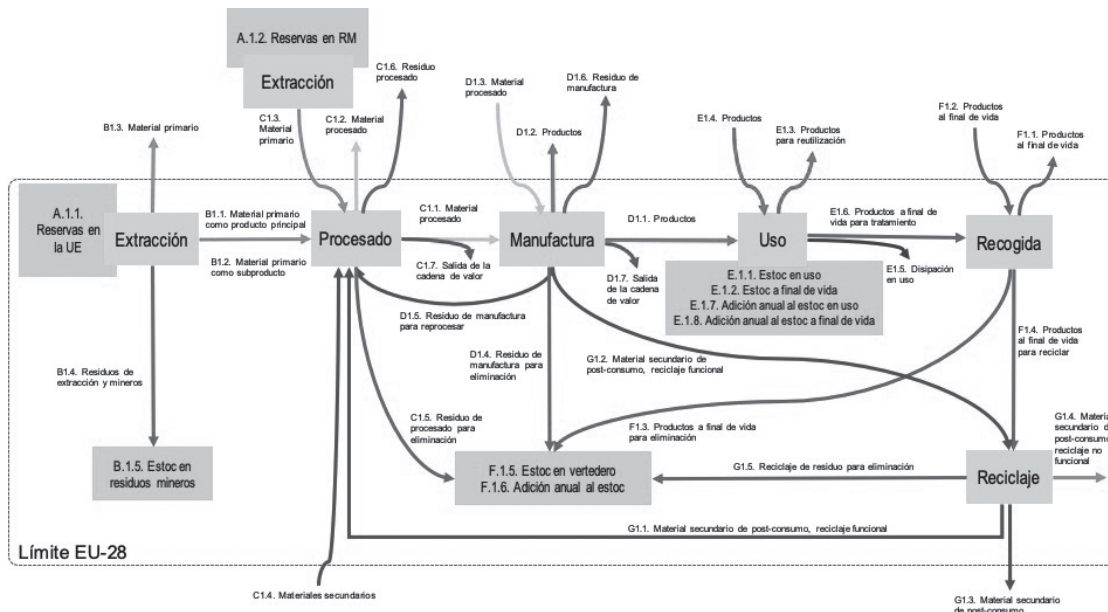
En junio de 2015 se realizó un nuevo estudio 'Study on Data for a Raw Material System Analysis (MSA)' con el objetivo de incluir una descripción completa de las fuentes de datos existentes adaptadas o viables para los MSA en Europa. Este estudio facilitó estudios de MSA completos para 28 materiales, con fuentes de datos detalladas, supuestos y cálculos, y con lagunas de datos principales recopiladas a través de consultas y talleres (Petiot *et al.*, 2015). Cada uno de los materiales analizados incluía un mapa de flujos de materiales como el que se muestra en la Figura 2, ilustrando la entrada (extracciones, importaciones a la UE) y el movimiento (producción, con-

sumo, exportaciones fuera de la UE) a través de la economía de la UE, adiciones al stock y finalización eliminación o recuperación de vida útil, además de información sobre seguridad de suministro (concentración del país), sustitutos y demanda futura prevista de materiales.

En julio de 2017, la Comisión Europea publicó la metodología revisada para la identificación de materiales críticos, la cual incluía aspectos metodológicos sobre el análisis de flujo de materiales aplicado para la evaluación de la criticidad de materiales. En la dimensión del riesgo de suministro, las principales novedades de la metodología revisada fueron: (1) incorporación de barreras y acuerdos comerciales, (2) adopción de un enfoque de cuello de botella más sistemático en la cadena de suministro, (3) inclusión de dependencia de las importaciones y una imagen más precisa del suministro real a la UE, y (4) confirmación del papel destacado del reciclaje y una mejora sustancial de la calidad y la representatividad de los datos para la UE. Respecto al componente de importancia económica refinada, las dos principales novedades fueron: (1) una asignación más detallada y transparente de los usos de materias primas en sus sectores NACE correspondientes, y (2) la introducción de un índice de sustitución.

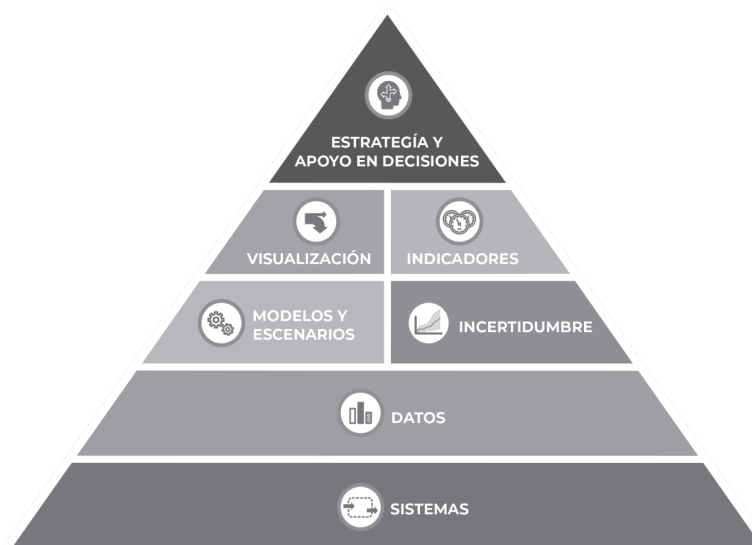
Existen otros proyectos que se han desarrollado de forma paralela al proceso político de identificación de materiales críticos, y que han contribuido de forma clara a establecer el AFM como una herramienta clave para el desarrollo de políticas en gestión de recursos. En 2016, el proyecto H2020 «Análisis de flujos de materiales y pronósticos de oferta-demanda

FIGURA 2
DIAGRAMA DEL ANÁLISIS DE FLUJO DE MATERIALES (AFM) DESARROLLADO EN EL MARCO DEL ESTUDIO MSA



Fuente: Petiot *et al.* (2015).

FIGURA 3
MARCO DE APLICACIÓN DEL ANÁLISIS DEL FLUJO DE MATERIALES (AFM) PROPUESTO EN EL PROYECTO MINFUTURE



Fuente: Proyecto H2020 Minfuture (<https://minfuture.eu>).

para estrategias minerales globales» estableció una jerarquía de pasos a seguir para el desarrollo de AFM que se muestra en la Figura 3.

El primer paso en la jerarquía es tener una mayor comprensión sobre el sistema a analizar. La **descripción del sistema** permite ubicar los stocks y los flujos de entrada y salida de materiales sin necesidad de vincular cantidades. El conocimiento sobre los sistemas a menudo está muy fragmentado, particular-

mente para metales menores, materias primas críticas y para la gestión del final de la vida útil. Obtener una descripción clara del sistema es imprescindible para poder monitorizar a varias escalas (empresa, región, país, global) y gestionar eficazmente los recursos y controlar las emisiones y los residuos.

El segundo lugar de la jerarquía del AFM es la **disponibilidad de datos** claros y con puntos de referencia bien descritos. Actualmente muchos de los datos

disponibles tienden a estar dispersos en diversas publicaciones y bases de datos, y con un significado ambiguo, lo que conduce en muchos casos a una mala interpretación de estos. En los AFM es necesario presentar los datos con el contexto de su sistema, a ser posible como metadatos que incluyan la ubicación del sistema de las mediciones. Como se muestra en la figura 3, los modelos y el análisis de incertidumbre ocupan el tercer nivel en la jerarquía.

Los **modelos** son representaciones matemáticas que se utilizan para pronosticar la oferta y la demanda de recursos, y para probar estrategias de gestión de recursos en diferentes condiciones. La solidez de los modelos generalmente está limitada por la falta de datos sólidos y de una buena comprensión del sistema.

Las **incertidumbres** en los son causadas por la escasez de datos y los errores en las definiciones del sistema. Ignorar la incertidumbre puede dar lugar a interpretaciones incorrectas de los resultados. Los análisis de incertidumbre mejoran la transparencia, la solidez de los resultados y permite a los usuarios identificar las fortalezas y debilidades del modelo. En el cuarto nivel de la jerarquía de la figura 3, se sitúan la definición y el uso de indicadores, y la visualización del sistema analizado.

Los **indicadores** se utilizan para estimar cuantitativamente el rendimiento de un sistema. La definición de indicadores se puede mejorar a través de una definición explícita del sistema y de las variables que se consideran para su cálculo.

La **visualización** del sistema permite representar de forma clara sistemas complejos y comunicar los resultados de manera efectiva. Las visualizaciones pueden capturar múltiples dimensiones, que agregan claridad y transparencia, y fortalecen los resultados mediante diversos modos de comunicación. Por último, en la parte más elevada de la pirámide se sitúan las «estrategias y apoyo en decisiones». En algunos casos las estrategias definidas son ineficaces, costosas y de uso limitado cuando no se basan en una definición clara del sistema. Mejorar la comprensión del sistema y los datos es el aspecto más crítico para mejorar las estrategias de gestión de recursos. Las AMF pueden apoyar en la toma de decisiones al proporcionar un lenguaje que integra datos e identificar puntos clave para las mediciones de indicadores.

En 2018, la CE financió el proyecto SCRREEN con el objetivo de establecer una red de expertos que representase toda la cadena de valor de las materias primas críticas presentes y futuras, que incluyese las etapas de minería, procesamiento, manufactura y reciclaje, además de aplicaciones y sustitución. Esta red de expertos ha generado una serie de informes para facilitar la toma de decisiones sobre materias primas. Entre otras actividades han realizado la validación de los datos de los AFM desarrollados por parte del JRC de la CE. Estos datos y informes serán

utilizados para complementar la lista de los materiales críticos que se publicará durante el 2020.

LA GESTIÓN DE PRODUCTOS CON ALTO CONTENIDO DE MATERIALES CRÍTICOS: EL CASO DE LOS APARATOS ELÉCTRICOS Y ELECTRÓNICOS ↓

Para poder obtener una mayor comprensión sobre el stock y el flujo potencial de algunos materiales es necesario entender mejor de qué forma dichos materiales se utilizan en productos finales. Los AEEs representan uno de los mayores grupos de productos que concentran cantidades relevantes de materiales importantes para la economía. De hecho, los estudios sobre este tipo de productos se han ido incrementando con los años.

Según los últimos datos estadísticos en el mundo, los residuos de aparatos eléctricos y electrónicos (RAEEs) es la fracción de residuo que más ha aumentado en los últimos años (Tansel, 2017). Cada año se generan entre 30 a 50 millones de toneladas de RAEEs, con un incremento anual de un 3% y un 5% (Guo and Yan, 2017). Según el informe de 2017 de *The Global E-waste Monitor* (Balde et al., 2017) en 2016 se generaron 44,7 millones de toneladas de RAEEs, y se espera que la cantidad se incremente hasta los 52,2 millones de toneladas en 2021.

De la cantidad de RAEEs generada en 2016, sólo el 20% se gestionó a través de sistemas de recogida selectiva, mientras que la gestión del 80% de RAEEs restante no está documentada y se desconocen la forma de gestión realizada (Balde et al., 2017). Del 20% de RAEEs gestionados mediante recogida selectiva, un 68% se recicló, un 2% se preparó para reutilización y el 30% restante se incineró o se llevó a vertedero (Eurostat, 2016). Globalmente, casi un 50% de los RAEEs generados en países desarrollados acabó en países terceros donde los sistemas de gestión están lejos de ser optimizados (Awasthi and Li, 2017). El comité de la Convención de Basilea presentó en 2018 un estudio en el que ponía en evidencia la exportación de RAEEs a terceros países (Puckett, Brandt and Palmer, 2018). Los resultados del estudio muestran que el 6% de los RAEEs gestionados a través de puntos de recogida en Europa se exportaron a países distintos donde se recogieron. Más de la mitad (61%) se exportó a países en desarrollo, muy probable de forma ilegal ya que la Unión Europea ha implementado la Enmienda de Prohibición del Convenio de Basilea (Decisión III/1) en su legislación conocida como el artículo 36 del Reglamento de Envío de Residuos (WSR). Extrapolando las tasas nacionales de exportación y utilizando los pesos que esos países producen de RAEEs cada año, podemos estimar que se exportan anualmente alrededor de 422 mil toneladas de RAEEs. Los autores del estudio estiman que los resultados equivalen a unos 17 mil contenedores intermodales de cuarenta pies que alieneados equivalen a la distancia entre València y Barcelona. El impacto ambiental ge-

FIGURA 4
ASPECTOS CLAVES Y ESTRATEGIAS Y ESTÁNDARES PARA AVANZAR HACIA UNA ECONOMÍA CIRCULAR EN AEEs



Fuente: elaboración propia.

nerado por los RAEEs en estos países es claramente notable debido a la falta de una gestión adecuada de los residuos. En muchos casos se realiza la quema al aire libre de fracciones residuales irreparables, que generan contaminación local, graves efectos a las personas expuestas y contaminación de cultivos. Los contaminantes incluirían metales pesados altamente tóxicos como plomo, cadmio y mercurio, así como dioxinas, furanos e hidrocarburos aromáticos policíclicos que causan cáncer.

CLAVES PARA EL DESARROLLO DE LA ECONOMÍA CIRCULAR EN EL SECTOR DE LOS AEEs ↓

Especialmente desde la presentación del plan de acción en economía circular durante la Conferencia de las Partes de la Convención Marco de las Naciones Unidas (COP21) de 2015, se ha empezado a desarrollar diversas líneas de acción en Europa (European Commission, 2015). Varias de las líneas de actuación se centran en entender mejor la relevancia de los AEEs como flujo de residuo, pero también como stock alternativo de recursos. Un ejemplo es la incorporación progresiva de aspectos relacionados con la eficiencia de materiales en las nuevas regulaciones de la CE de Ecodiseño. Un estudio realizado para el parlamento europeo determinó que las nuevas regulaciones de ecodiseño de seis grupos de productos incorporaban aspectos relacionados con la eficiencia de materiales. Entre las medidas implementadas se identificaban: la durabilidad del producto o de sus partes para productos de ilumina-

ción y aspiradoras; información sobre mantenimiento y desmontaje para las aspiradoras y equipos de refrigeración profesional; e información sobre la gestión final del producto para calentadores (Gabarrell Durany *et al.*, 2017).

Durante el desarrollo de estas regulaciones se puso de manifiesto la necesidad de definir metodologías de evaluación y nuevos procesos de verificación de dichas medidas. Para avanzar en estos aspectos, se estableció el comité Técnico Conjunto CEN/CLC/JTC10 que ha desarrollado cinco nuevos estándares sobre aspectos de eficiencia de materiales para productos relacionados con la energía (*Energy related Products, ErP*). Los nuevos estándares abordan aspectos tales como los métodos para proporcionar información sobre aspectos de eficiencia de materiales (EN 45559:2019), formato para la declaración de la cantidad de los materiales críticos (EN 45558:2019), metodologías para calcular la proporción de componentes reutilizados (*reused*) (EN 45556:2019), metodologías de la reciclabilidad (*recyclability*) y la recuperabilidad (*recoverability*) de los productos relacionados con la energía (EN 45555:2019), y métodos para la evaluación de la reparabilidad, reutilización y actualización (EN 45554:2020) (CEN/CENELEC 2019).

Los nuevos estándares en eficiencia de materiales evidencian la necesidad de obtener más información en tres aspectos clave de los AEEs: la arquitectura del producto, la composición del producto y su vida útil. La arquitectura del producto es un aspecto

clave para determinar la reparabilidad y potencial de reutilización parcial o total de componentes. También ofrece información útil a las empresas que realizan la gestión final del producto sobre posibles procesos de recuperación de determinadas fracciones con un contenido alto de materiales relevantes. En segundo lugar, la composición del producto permite entender la relevancia desde el punto de vista de contenido de materiales relevantes, tales como tóxicos, críticos y/o económicamente notables. Conocer la composición de un producto resulta también crucial para poder evaluar la recuperabilidad y la reciclabilidad del producto. Finalmente, la información sobre la vida útil permite predecir la necesidad de mantenimiento y de reparación del producto, y adicionalmente estimar en que momento el producto puede ser reutilizado o reciclado.

Podemos concluir que desde 2015 se ha avanzado de forma notable para entender mejor los flujos y el stock de los materiales contenidos en los AEEs mediante la publicación de los AFM de materiales en Europa, además de avanzar en el desarrollo de nuevos estándares con métodos de verificación que permiten cuantificar de forma concreta los avances en la implementación de las distintas estrategias en economía circular. La figura 4 resume las tres claves desde un punto de vista metodológico y de datos para la economía circular de los AEEs, y los estándares relacionados con la reparación, la reutilización y el reciclaje.

Arquitectura del producto ↓

Actualmente solo unos pocos fabricantes de productos electrónicos (Fairphone, Dell y HP) proporcionan manuales de reparación y repuestos a los usuarios para facilitar la reparación de sus productos (Cobbing *et al.*, 2017). El desarrollo de software para la evaluación del diseño arquitectónico de productos sigue siendo muy incipiente. En la actualidad, la única plataforma existente para recopilar información sobre diseño de los AEEs es Ifixit (Ifixit, 2016). Ifixit es «un sitio basado en wiki con manuales de acceso abierto que ayudan a las personas a reparar una gran variedad de equipos». Este sitio web permite crear nuevos manuales y editar manuales disponibles para mejorarlos. Tiene un alto componente de empoderamiento de la ciudadanía, pues uno de los objetivos que persiguen es «capacitar a las personas para compartir sus conocimientos técnicos con el resto del mundo». Los manuales de Ifixit han comenzado a incluir indicadores como el grado de dificultad, los pasos y el tiempo requerido, lo que confirma la creciente necesidad de proporcionar información al respecto. Según Ifixit, muchos dispositivos aún conservan un grado relativamente alto de reparabilidad. Sin embargo, muchos de los nuevos dispositivos tienden a ser diseñados con estrategias que dificultan su reparación. El indicador más relevante en este sentido es el coste de desmontaje o des-

piece del producto o de sus partes potencialmente recuperables. Este coste viene muy determinado por el tipo de diseño interno del producto.

Composición química ↓

La información sobre la composición química del material y de las partes contenidas en mayores cantidades en los AEEs, como por ejemplo los principales metales y plásticos, generalmente están disponibles en la mayoría de los inventarios de ciclo de vida. Por el contrario, los datos sobre la fabricación de componentes electrónicos (es decir, diodos, condensadores, circuitos integrados) contenidos en placas de circuitos impresos (PCB) y tarjetas de memoria aún son limitados. Actualmente, Ecoinvent y PE-GaBi incluyen datos de inventario para el ciclo de vida (recursos utilizado para la fabricación) para una serie de componentes electrónicos y varios modelos de PCB. Sin embargo, dicho inventario no proporciona el contenido del material contenido y, por tanto, la cuantificación de los materiales en los PCB solo se puede realizar mediante análisis químicos específicos. Además, la evaluación de los componentes electrónicos consume mucho tiempo también porque los datos primarios se desactualizan rápidamente debido a los rápidos avances tecnológicos. Un aspecto adicional que considerar en los AEEs es la disponibilidad de algunos de los materiales clave tales como tierras raras, platino, galio y tantalio, entre otros.

Desde 2017, en el ICTA-UAB se ha desarrollado la base de Datos de SEMiconductores y otros componentes (DoSE). DoSE contiene la composición química de más de 200 componentes eléctricos y electrónicos que se usan en las PCBs (Talens Peiró and Gabarrell i Durany, 2018; Talens Peiró and Gabarrell i Durany, 2018). Estos datos permiten crear modelos de placas de PCB y estimar contenido de materiales sin la necesidad de realizar un análisis químico de la placa. Además, la base de datos LCADB permite importar los datos de componentes y realizar un inventario del ciclo de vida para realizar análisis de ciclo de vida (ACV) mediante software comercial.

Los datos sobre la composición química de los AEEs permiten desarrollar indicadores junto con el valor económico de componentes y de materiales, útiles para determinar si los AEEs seguirán procesos de reparación y/o reutilización o si por el contrario se destinan a reciclaje.

Vida útil ↓

En la actualidad, la única herramienta en línea disponible para obtener información sobre la vida útil de los AEEs es la «base de datos de vida útil para vehículos, equipos y estructuras: LIVES» respaldada por el Ministerio del Medio Ambiente de Japón (Japanese National Institute for Environmental Studies,

2009). La base de datos LIVES incluye más de 1.300 datos encuestados y estimados en 16 países. Los datos están clasificados por categoría de producto. LIVES tiene dos limitaciones principales: proporciona estimaciones de vida útil como vida útil promedio en años (es decir, en 2007 un teléfono móvil tuvo una vida útil de 3 años), y los datos no se han actualizado desde marzo de 2010.

El análisis de la vida útil de la electrónica se ha convertido en uno de los temas de mayor relevancia en la agenda política de la UE (European Commission, 2019). Una indicación es la consolidación de la conferencia bianual *Product Lifetime and the Environment* (PLATE). La reunión de 2019 contó con más de 200 participantes de todo el mundo y ofreció un sólido programa científico con 3 discursos principales, 11 talleres, 105 presentaciones orales y 20 presentaciones de pósteres organizadas en 5 sesiones paralelas. Otra evidencia sobre la relevancia de este aspecto es el informe publicado recientemente por la Oficina Europea de Medio Ambiente (EEB), donde se analizó la vida útil de algunos productos electrónicos. Por ejemplo, EEB estima que la vida útil promedio de un teléfono móvil es de tres años, mientras que la vida útil óptima mínima es de 25 años. La vida útil máxima óptima para compensar su impacto en el medio ambiente es de 232 años (Zuloaga *et al.*, 2019). En resumen, el análisis de la vida útil de los productos está ganando impulso, ya que es fundamental para obtener una comprensión más completa sobre la durabilidad, el potencial de extender la vida útil y la cantidad de materiales potencialmente recuperables en un determinado período de tiempo.

Algunos de los indicadores más relevantes para la evaluación de la vida útil de un AEE son la disponibilidad de piezas de recambio y el volumen de AEEs en el mercado de cara a la reutilización (pensando en dar una segunda vida al producto), y también con relación al potencial de producción de material secundario a través de procesos de reciclaje.

EL CASO DE LOS DISCOS DUROS: ECOSISTEMA INDUSTRIAL LOCAL ↓

Este apartado presenta un análisis más detallado de los tres aspectos considerados como clave para la implementación de las distintas estrategias en economía circular en los AEEs usando como ejemplo el caso de los discos duros en el área de Barcelona. Los discos duros son dispositivos de almacenamiento de información digital. Actualmente existen dos tecnologías en el mercado actual. Los discos duros mecánicos que funcionan con discos o platos giratorios sobre los que se opera a través de un brazo de accionamiento con cabezal de lectura y escritura, que son popularmente conocidos con el acrónimo HDD. La tecnología *solid state drive* (SSD) que, en vez de utilizar platos o discos magnéticos, utilizan una memoria no volátil, como la memoria Flash para almacenar datos. Los HDD se consideran un producto relevante porque se están convirtiendo en un

flujo de residuos cada vez mayor en RAEE, ya que la necesidad de almacenamiento de datos continúa aumentando y las nuevas unidades de estado sólido (SSD) los están reemplazando progresivamente (Statista - The statistics portal, 2019).

Actualmente, una vez los discos duros son recogidos por las distintas empresas de recogida autorizadas, son llevados a empresas de reciclaje donde generalmente se tratan con otros productos similares mediante separación semiautomática con trituración comercial o aplastamiento. Las fracciones resultantes se separan manualmente en diferentes corrientes de material (Yan, Xue and Xu, 2013; Talens Peiró and Ardente, 2015). Los materiales contenidos en las placas de circuito impreso (PCB) son generalmente disipados y diluidos con otras fracciones de RAEEs, lo que dificulta la recuperación de materiales con baja concentración, pero con un valor económico relevante (Binnemans *et al.*, 2013).

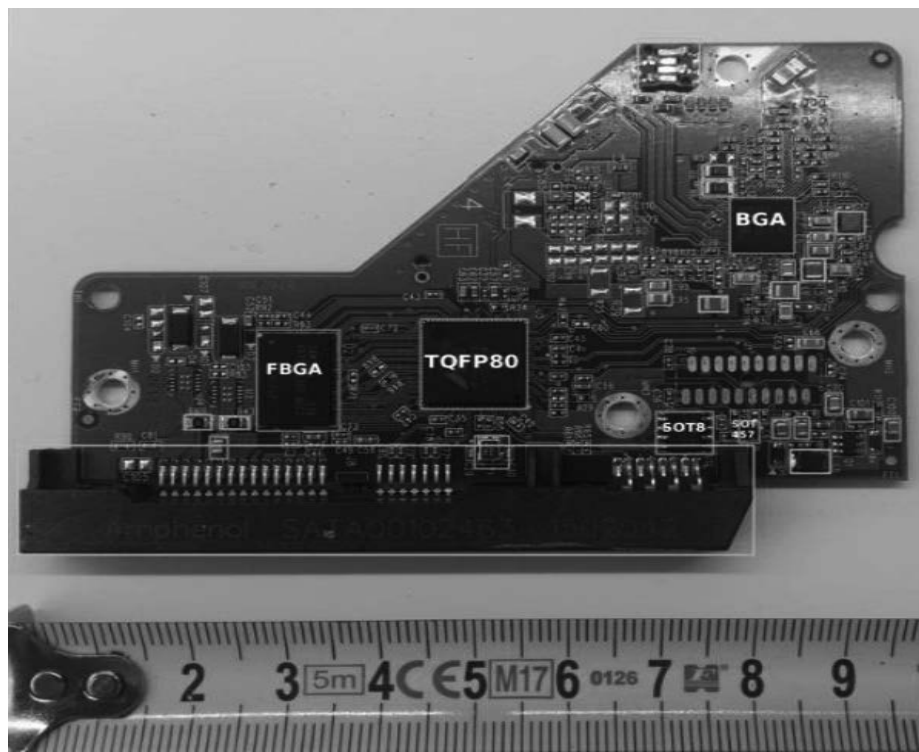
En el año 2016, el área metropolitana de Barcelona (3,2 millones de habitantes) generó 51 toneladas de residuos de discos duros, equivalentes a 113,415 unidades. Los discos duros procedían tanto de equipos recogidos (ordenadores, equipos con CPU) que incluían en su interior a uno o varios discos duros tanto de particulares como de empresas, como tiendas. Se consideró el área metropolitana de Barcelona como sistema, en lugar de un barrio o solo un municipio, dado que los procesos no son independientes, los sistemas de recogida pueden ser compartidos (ya fuese de suministro de los productos como de recogida de los residuos), así como las plantas de tratamiento. Según los últimos datos estadísticos, la cantidad de RAEEs en Barcelona se ha incrementado en los últimos años. En el año 2010 se recogieron 3.490 toneladas de RAEEs, 1,09 kg por habitante; mientras que en el año 2017 se alcanzaron las 15.430 toneladas, a razón de 4,75 kg por habitante (Waste Agency Catalonia, 2018).

Arquitectura del producto ↓

El análisis sobre la arquitectura permitió determinar la dificultad para poder separar partes del producto consideradas como relevantes desde un punto de vista económico y ambiental. En muchos casos, también en el de los discos duros, la información sobre el diseño de los productos se obtuvo mediante el desmontaje o despiece de varias unidades del producto.

En este caso, en Barcelona se seleccionaron 25 unidades, con una antigüedad inferior a 25 años. Las unidades seleccionadas (19 unidades de 3,5 pulgadas y seis unidades de 2,5 pulgadas) se desmontaron utilizando herramientas estandarizadas, generalmente un destornillador manual (principalmente con brocas Torx T6 y T8), una palanca y herramientas de punción. El tiempo para el despiece de los discos duros se cuantificó utilizando el método «métrica de

FIGURA 5
FOTOGRAFÍA DE UNA PLACA DE CIRCUITO IMPRESA (PCB) DE UN DISCO DURO



Fuente: elaboración propia.

facilidad de desmontaje» (eDIM) (Vanegas *et al.*, 2018; Peeters *et al.*, 2018). Los resultados de eDIM se utilizaron posteriormente para hacer una estimación del coste de desmontaje de dos partes importantes: la placa PCB y los imanes permanentes (IP). El coste de separar ambos componentes se calculó en función de las horas de trabajo anuales y el costo de un operador mecánico especializado para realizar el desmontaje (Talens Peiró, Castro Girón and Gabarrell i Durany, 2020).

De este estudio se obtuvieron dos conclusiones principales. La primera conclusión es que el diseño interno de los discos duros está estandarizado en gran medida, independientemente del tamaño y el año de fabricación. Como resultado serían posibles operaciones semiautomáticas para reducir el tiempo de desmontaje. La segunda conclusión es que el PCB es fácilmente extraíble y tiene un coste muy bajo (0,05 €). Dependiendo del número de imanes a separar, el tiempo de desmontaje oscila entre 15 y 115 segundos, lo que conlleva un coste económico de 0,39 € en el mercado local. Si bien los PCB y los IP del actuador se diseñaron para facilitar su desmontaje no destructivo, el imán del motor del disco sólo pudo separarse en cuatro de las 25 unidades analizadas de forma no destructiva.

Composición química

El valor económico de las partes objetivo se calculó en función de la cantidad de materiales y del mer-

cado local. La cantidad de los materiales contenidos en un producto puede tomarse de estudios existentes o calcularse utilizando estimaciones teóricas de la composición del EEE, como la base de datos DoSE que se encontraba todavía en fase de desarrollo. Los precios de los materiales evaluados se pueden recopilar de diversos sitios web como London Metal Exchange (London Metal Exchange, n.d.), Infomine (Informines, n.d.), Focus Economics (Focus Economics 2019b, 2019c, 2019a) e informes de organizaciones como el Instituto Federal Alemán de Geociencia y Recursos Naturales (Bastian, 2018), entre otros.

La cantidad de oro, plata y paladio en el PCB de un disco duro se estimó en 3,440 ppm, 1,020 ppm y 210 ppm respectivamente (Ueberschaar and Rotter, 2015). El valor económico de la placa PCB separada se estimó en 0,85 €. Talens Peiró, Castro Girón y Gabarrell i Durany (2020). Una tonelada de placas PCB procedente de los discos duros contiene 1,3 kg de oro, 1,9 kg de plata, 0,02 kg de paladio y 48,19 kg de cobre. La Figura 5 muestra un ejemplo de PCB de un disco duro. Los distintos componentes de la PCB están marcados con distintos recuadros. La base de datos DoSE permite realizar un inventariado de componentes y calcular de forma automática la cantidad de materiales que contienen las placas de PCB.

La estimación de coste de desmontaje y del valor económico de la placa pone de manifiesto que se podrían desarrollar unos procesos de recuperación

de PCB de discos duros a escala local, en estos momentos inexistentes.

Vida útil

Detalles tales como piezas más frecuentes a reparar y frecuencia de reparación de los AEEs es información difícil de conseguir en bases de datos o informes técnicos públicos. Existen algunos informes técnicos que contienen información de estos aspectos. Un buen ejemplo es el informe de WRAP en el que se analizaron cinco tipologías de productos: ordenadores portátiles, televisores, tabletas, sistemas de navegación por satélite y cámaras. El objetivo era identificar las posibles oportunidades de mercado para comercializar productos usados, incentivar el intercambio, la reparación y la prestación de servicios (Culligan, 2013). En el caso de los discos duros no se han encontrado informes que detallen los fallos y las reparaciones más frecuentes, sólo algunos artículos que apuntan a tres causas principales de fallos: fallo eléctrico, archivos dañados y fallo de *firmware* (Lucia, 2020). El fallo eléctrico es uno de los problemas más comunes que ocurren y se genera debido a la fluctuación de energía. Otros de los problemas comunes es la generación de archivos dañados que suceden cuando el usuario apaga el ordenador de forma abrupta. El fallo de *firmware* se puede considerar un fallo del fabricante y su probabilidad es menor.

La vida útil promedio de un disco duro oscila entre los tres y los cinco años (Jeremy, 2017). Esto significa que es probable que casi todas las unidades comercializadas en 2016 ya hayan llegado al final de su vida útil. Desde la perspectiva de los recursos en la UE, el oro, la plata y el paladio se importan de terceros países, por lo que cualquier fuente alternativa de estos materiales beneficiaría a la economía de la UE. Por ejemplo, con base en una vida útil promedio de cinco años (Jeremy, 2017), podemos suponer que los 564 millones de unidades comercializadas en todo el mundo en 2014 habrán llegado al final de su vida útil (The Statistics Portal, 2018). La cantidad de oro de esas unidades (32 toneladas) es superior a la producción anual de minas de oro en la UE en 2018 (23 toneladas) (The Gold World Council, 2019a, 2019b). De modo similar, la recuperación de paladio de los discos duros se estima en 1,95 toneladas, lo que duplica la producción anual de paladio en la mina en 2016 en Europa, que se estimó en 0,95 toneladas (Federal Ministry for Sustainability and Tourism, 2018). La plata es el único material cuya producción minera en la UE es considerablemente mayor (1.919 toneladas) que la cantidad que podría recuperarse (9,5 toneladas) (O'Connell *et al.*, 2018).

CONCLUSIONES

Las ciudades deben ser entendidas como sistemas que pueden representar una fuente secundaria

de materiales clave para las tecnologías bajas en carbono. En este artículo hemos destacado tres aspectos claves para poder evaluar la viabilidad de implementar estrategias en economía circular en los AEEs. Los tres aspectos clave son: la arquitectura del producto, la composición del producto y su vida útil. El análisis sistemático de estos aspectos puede facilitar el análisis de viabilidad de recuperar ciertos materiales de los AEEs generados en las ciudades.

Existen diversos proyectos europeos centrados en desarrollar nuevos modelos de negocio que permitan optimizar el uso de los AEEs y, al mismo tiempo, establecer mecanismos para aumentar su recogida al final de su vida útil y la recuperación de los materiales que contienen. En estos proyectos se hace cada vez más necesario aplicar metodologías del campo de la ecología industrial que permitan definir de forma clara el sistema para posteriormente cuantificar y definir indicadores que permitan monitorizar esos nuevos modelos de negocio circulares basados en la recuperación y la reutilización de productos usados de alto valor añadido con un enfoque intersectorial. En los próximos años va a ser cada vez más relevante realizar una transición desde una sociedad centrada en la gestión de residuos hacia una sociedad focalizada en la gestión de recursos.

REFERENCIAS

- Achzet, Benjamin, A Reller, and V Zepf. 2011. *Materials Critical to the Energy Industry: An Introduction*. Augsburg: University of Augsburg.
- Alves Dias, Patricia, Darina Blagoeva, Claudiu Pavel, and N Arvanitidis. 2018. «Cobalt: Demand-Supply Balances in the Transition to Electric Mobility.» Petten, The Netherlands. https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC112285/jrc112285_cobalt.pdf.
- Awasthi, Abhishek Kumar, and Jinhui Li. 2017. «Management of Electrical and Electronic Waste: A Comparative Evaluation of China and India.» *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 76: 434–47.
- Balde, C. P., V. Forti, V. Gray, R. Kuehr, and P. Stegmann. 2017. *The Global E-Waste Monitor 2017*. United Nations University, IAS – SCYCLE, Bonn, Germany. <https://doi.org/10.1016/j.proci.2014.05.148>.
- Bastian, Dennis. 2018. «Preismonitor - Mai 2018.» https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Min_rohstoffe/Produkte/Preisliste/pm_18_05.pdf?__blob=publicationFile&v=3.
- Binnemans, Koen, Peter Tom Jones, Bart Blanpain, Tom Van Geven, Yongxiang Yang, Allan Walton, and Matthias Buchert. 2013. «Recycling of Rare Earths: A Critical Review.» *Journal of Cleaner Production* 51 (0): 1–22. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.037>.
- CEN/CENELEC. 2019. «Standardization Complements the European Union's Ecodesign Regulation towards a European Circular Economy – A View from Richard Hughes, Chairman of CEN/CLC/JTC 10.» 2019. https://www.cenelec.eu/news/brief_news/pages/tn-2018-034.aspx.
- Cobbing, Madeleine, Iza Kruszewska, Elizabeth Jardim, and Manfred Santen. 2017. «How Repairable Is Your Mo-

bile Device?» Taiwan. <http://www.greenpeace.org/eastasia/Global/eastasia/publications/reports/toxics/2017/howrepairableisyourmobiledevice.pdf>.

Culligan, Kevin. 2013. «The Value of Consumer Electronics for Trade-in and Re-Sale.» WRAP. <http://www.wrap.org.uk/node/18473>.

Euromines. 2019. «DG Environment Stakeholder Consultation on the Resource Efficiency Roadmap Euromines Positions the Extractive Industries with Respect to Resource Efficiency.» Brussels, Belgium. https://ec.europa.eu/environment/resource_efficiency/pdf/Euromines.pdf.

European Commission. 2008. «COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL The Raw Materials Initiative — Meeting Our Critical Needs for Growth and Jobs in Europe.» Brussels, Belgium. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=COM:2008:0699:FIN:en:PDF>.

———. 2011. «Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions Tackling the Challenges in Commodity Markets and on Raw Materials.» Brussels: European Commission.

———. 2012. «Making Raw Materials Available for Europe's Future Wellbeing: Proposal for a European Innovation Partnership on Raw Materials.» Brussels, Belgium.

———. 2014. «Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on the Review of the List of Critical Raw Materials for the EU and the Implementation of the Raw Material Initiative.» Brussels: European Commission.

———. 2015. «Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions 'Closing the Loop - An EU Action Plan for the Circular Economy.'»

———. 2017. «Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on the 2017 List of Critical Raw Materials for the EU.» Brussels: European Commission.

———. 2019. «Sustainable Products in a Circular Economy - Towards an EU Product Policy Framework Contributing to the Circular Economy.» Brussels, Belgium. <https://doi.org/10.1109/VS-GAMES.2015.7295756>.

European Parliament, and The Council Of The European Union. 2012. «Directive 2012/19/EU of the European Parliament and of the Council on Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE).» *Official Journal of the European Union* 13 (2): 1–24. https://doi.org/10.3000/19770677.L_2012.197.eng.

Eurostat. 2016. «Waste Electrical and Electronic Equipment (WEEE).» 2016. https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Waste_statistics_-_electrical_and_electronic_equipment.

Federal Ministry for Sustainability and Tourism. 2018. «World Mining Data 2018.» <http://www.world-mining-data.info/wmd/downloads/PDF/WMD2018.pdf>.

Focus Economics. 2019a. «Gold Price Outlook.» 2019. <https://www.focus-economics.com/commodities/precious-metals/gold>.

———. 2019b. «Palladium Price Outlook.» 2019.

———. 2019c. «Silver Price Outlook.» 2019. <https://www.focus-economics.com/commodities/precious-metals/silver>.

Gabarrell Durany, Xavier, David David Sanjuan Delmás, Carles Martínez Gasol, Maria Fedec Mateu, Laura Talens Peiró, and Joan Rieradevall Pons. 2017. «Implementation of the Eco-design Directive via Working Plans, Based on the Analysis of the Selected Product Groups.» Brussels: European Parliament.

Guo, X., and K. Yan. 2017. «Estimation of Obsolete Cellular Phones Generation: A Case Study of China.» *Science of the Total Environment* 575: 321–29.

ifixit. 2016. «ifixit: Repair Manuals for Everything.» <https://www.ifixit.com/>.

Infomines. n.d. «Prices of Metals.» <https://www.infomines.com>.

Japanese National Institute for Environmental Studies. 2009. «Lifespan Database for Vehicles, Equipment and Structures (LIVES).» <http://www.nies.go.jp/lifespan/index-e.html>.

Jeremy, S. 2017. «How Long Do Hard Drives Last? Lifespan And Signs Of Failure.» *Prosoft Engineering Inc.*, 2017. <https://www.prosofteng.com/blog/how-long-do-hard-drives-last/>.

Keating, Dave. 2020. «Europe Looks Home for New Mining Opportunities.» *Euractiv*, 2020. <https://www.euractiv.com/section/economy-jobs/news/europe-looks-home-for-new-mining-opportunities/>.

Kennedy, Christopher, John Cuddihy, and Joshua Engel-Yan. 2007. «The Changing Metabolism of Cities.» *Industrial Ecology* 11 (2): 43–59.

London Metal Exchange. n.d. «Prices of Metals.» <https://www.lme.com>.

López Groh, Francisco. 2011. «La Regeneración de Áreas Industriales.»

Lucia, Theodomentis. 2020. «How to Fix Hard Drive Failure.» Recoverit. 2020. <https://recoverit.wondershare.com/how-to-fix-hard-drive-failure.html>.

Manzini, Ezio, and Carla Cipolla. 2019. *Design, Innovation and Policies*. COAM. <https://www.coam.org/media/Default-Files/fundacion/biblioteca/revista-urbanismo/docs/revista-urbanismo-n11-pag30-45.pdf>.

Miner, Louise, and Claudio Rosmino. 2019. «Europe's Mining Industry Is Set to Become More Efficient.» *Euronews*, 2019. <https://www.euronews.com/2019/06/17/europe-s-mining-industry-is-set-to-become-more-efficient>.

O'Connell, Rhona, Alexander Cameron, Alway Bruce, Saida Litosh, Sudheesh Nambiath, Johann Wiebe, Wenyu Yao, *et al.* 2018. «World Silver Survey 2018.» <https://www.silverinstitute.org/wp-content/uploads/2018/04/WSS-2018.pdf>.

Peeters, Jef R., Paolo Tecchio, Fulvio Ardente, Paul Vanegas, Damian Coughlan, and Duflou Joost. 2018. «EDIM: Further Development of the Method to Assess the Ease of Disassembly and Reassembly of Products: Application to Notebook Computers.» *Ispira*. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.2760/864982>.

Petiot, Charlotte, Mariane Planchon, Alvaro De Prado Trigo, and Chloé Devauze. 2015. «Study on Data for a Raw Material System Analysis: Roadmap and Test of the Fully Operational MSA for Raw Materials.» BIO by Deloitte, IFEU, Charles University Environment Center, ERA Technology.

Puckett, Jim, Chris Brandt, and Hayley Palmer. 2018. «Holes in the Circular Economy. WEEE Leakage from Europe.» Basel, Switzerland. http://wiki.ban.org/images/f/f4/Holes_in_the_Circular_Economy_-_WEEE_Leakage_from_Europe.pdf.

Statista - The statistics portal. 2019. «Global Shipments of Hard Disk Drives (HDD) from 4th Quarter 2010 to 3rd Quarter 2018 (in Millions).» 2019. <https://www.statista.com/statis->

tics/275336/global-shipment-figures-for-hard-disk-drives-from-4th-quarter-2010/.

Talens Peiró, L, and Fulvio Ardenete. 2015. «Benefits and Costs of Potential Requirements on Material Efficiency for Enterprise Servers.» *Environmental Footprint and Material Efficiency Support Forproduct Policy*. Ispra: JRC IES. <https://doi.org/10.2788/409022>.

Talens Peiró, Laura, Alejandra Castro Girón, and Xavier Gabarrell i Durany. 2020. «Examining the Feasibility of the Urban Mining of Hard Disk Drives.» *Journal of Cleaner Production* 248. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119216>.

Talens Peiró, Laura, and Xavier Gabarrell Durany. 2018. «DoSE: A New Database to Map the Use of Raw Materials in Electronics.» In *Raw Material Week*. Brussels, Belgium.

Talens Peiró, Laura, and Xavier Gabarrell i Durany. 2018. «Building up a Circular Economy for Electrical and Electronic Equipment through the Development of the Database of Semiconductors and Other Components (DoSE).» In *Care Innovation Conference*.

Tansel, Berrin. 2017. «From Electronic Consumer Products to E-Wastes: Global Outlook, Waste Quantities, Recycling Challenges.» *Environment International* 98: 35–45.

The Gold World Council. 2019a. «Gold Mine Production in 2018.» GoldHub. 2019. <https://www.gold.org/goldhub/data/historical-mine-production>.

———. 2019b. «Gold Supply and Demand in 2018.» GoldHub. 2019.

The Statistics Portal. 2018. «Global Shipments of Hard Disk Drives (HDD) from 4th Quarter 2010 to 3rd Quarter 2017 (in Millions).» *The Statistics Portal* 201: 2018. <https://www.statista.com/statistics/275336/global-shipment-figures-for-hard-disk-drives-from-4th-quarter-2010/>.

UAB. 2018. «Los UAB Open Labs.» 2018. <https://www.uab.cat/web/investigat/cores-uab/las-cores-uab/los-uab-open-labs-1345742564637.html>.

UAB. 2018. «Los UAB Open Labs.» 2018. <https://www.uab.cat/web/investigat/cores-uab/las-cores-uab/los-uab-open-labs-1345742564637.html>.

Ueberschaar, Maximilian, and Vera Susanne Rotter. 2015. «Enabling the Recycling of Rare Earth Elements through Product Design and Trend Analyses of Hard Disk Drives.» *Journal of Material Cycles and Waste Management* 17 (2): 266–81. <https://doi.org/10.1007/s10163-014-0347-6>.

Vanegas, Paul, Jef R Peeters, Dirk Cattrysse, Paolo Tecchio, Fulvio Ardenete, Fabrice Mathieux, Wim Dewulf, and Joost R Dufflou. 2018. «Ease of Disassembly of Products to Support Circular Economy Strategies.» *Resources, Conservation and Recycling* 135: 323–34. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344917301763>.

Waste Agency Catalonia. 2018. «Municipal Waste Statistics. Generalitat de Catalunya.» 2018. <http://estadistiques.arc.cat/ARC/#>.

Yan, Guoqing, Mianqiang Xue, and Zhenming Xu. 2013. «Disposal of Waste Computer Hard Disk Drive: Data Destruction and Resources Recycling.» *Waste Management & Research* 31 (6): 559–67. <https://doi.org/10.1177/0734242x13481085>.

Zuloaga, Francisco, Jean-Pierre Schweitzer, Mauro Anastasio, and Stéphane Arditi. 2019. «FULL REPORT DON ' T COST THE EARTH.» Brussels, Belgium. European Environmental Bureau.