TESIS DE LA UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA
2025
49

Isabel García Gutiérrez

# Caracterización del impacto ambiental y presencia de materiales críticos en metales

http://zaguan.unizar.es/collection/Tesis

Director/es
Elduque Viñuales, Daniel
Pina Gadea, Carmelo

ISSN 2254-7606

Prensas de la Universidad
Universidad Zaragoza



Universidad de Zaragoza
Servicio de Publicaciones

ISSN 2254-7606

Universidad Zaragoza
1542

Tesis Doctoral

# CARACTERIZACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL Y PRESENCIA DE MATERIALES CRÍTICOS EN METALES


Autor

Isabel García Gutiérrez

Director/es

Elduque Viñuales, Daniel
Pina Gadea, Carmelo

**UNIVERSIDAD DE ZARAGOZA**
**Escuela de Doctorado**

Programa de Doctorado en Ingeniería Mecánica


2024


**Repositorio de la Universidad de Zaragoza – Zaguan http://zaguan.unizar.es**

Universidad Zaragoza
1542

# Tesis Doctoral

## Caracterización del impacto ambiental y presencia de materiales críticos en metales


Autor

Isabel García Gutiérrez

Director/es

Daniel Elduque Viñuales
Carmelo Pina Gadea

Escuela de Ingeniería y Arquitectura (EINA)


2024


Repositorio de la Universidad de Zaragoza – Zaguan http://zaguan.unizar.es

# Resumen

El aumento de la preocupación por los problemas ambientales ha llevado a las empresas, y especialmente a los gobiernos, a adoptar prácticas más sostenibles. Entre ellas, destacan las medidas de la Unión Europea, que tiene como objetivo garantizar una gestión eficiente de los recursos.

El objetivo principal de esta tesis doctoral ha sido el desarrollo de metodologías y herramientas para el cálculo del impacto ambiental de metales, considerando su composición y la presencia de materiales críticos. En particular, se ha enfocado en aceros, y en aleaciones de magnesio. Los pilares en los que se ha fundamentado este trabajo de investigación han sido:

- **Diseño ecológico y Análisis de Ciclo de Vida (ACV).** El diseño ecológico busca considerar los impactos ambientales en todas las fases de vida de un producto, desde su concepción. Una herramienta fundamental para ello es el Análisis de Ciclo de Vida.
- **Aleaciones metálicas.** El acero es el metal más utilizado en el mundo. Junto con el aluminio y el magnesio, son metales esenciales en la industria. La composición de metales es fundamental en su selección, ya que afecta a sus propiedades finales. Para calcular su impacto ambiental, a menudo se realizan aproximaciones sobre su composición.
- **Materias Primas Críticas (CRM).** Un material se considera crítico cuando es importante para la economía y existe un riesgo de suministro. Desde 2011, la Comisión Europea elabora listados de estos materiales, muchos de ellos utilizados como elementos de aleación de metales.

Considerar la composición exacta de los metales al establecer un Inventario de Ciclo de Vida (ICV) permite obtener una evaluación más precisa de su impacto ambiental, e incorporar criterios ambientales en el proceso de selección de materiales. Bases de datos como Ecoinvent, muy utilizadas para el cálculo del impacto ambiental, caracterizan un número muy limitado de aleaciones mecánicas, lo que requiere realizar aproximaciones en cuanto a su composición.

Las metodologías desarrolladas en este trabajo de investigación tienen un marcado enfoque de ACV, y se basan en fuentes de información consolidadas, como la metodología desarrollada por Ecoinvent, o el informe de la Unión Europea de "*Best Available Techniques. Reference Document for Iron and Steel Production: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU: Integrated Pollution Prevention and Control*".

Los resultados de impacto se han obtenido para las metodologías ReCiPe 2016 y CML-IA baseline, ambas muy reconocidas en el campo de la investigación y con enfoques y alcances distintos. Así mismo, la cuantificación del contenido en CRM se ha realizado en base a los datos publicados del último listado de CRM para la Unión Europea del año 2023.

Este estudio se ha centrado en el desarrollo de metodologías y algoritmos que establecen el ICV de la producción de acero y aleaciones de magnesio, en base a la composición específica del material. Dado que las composiciones de las aleaciones vienen establecidas por rangos en normativas, las metodologías han contemplado las diferentes combinaciones de elementos de aleación que resultan en el máximo y mínimo impacto ambiental posible. Además del desarrollo de las metodologías, se ha buscado que éstas sean aplicables en el sector industrial, para lo cual se han desarrollado herramientas simplificadas que permitan el cálculo y monitoreo del impacto ambiental y contenido en materiales críticos de los aceros.

Las metodologías se han aplicado a diversos casos de estudio, que han confirmado la necesidad de considerar la composición en el cálculo del impacto ambiental de los aceros y aleaciones de magnesio. Se ha encontrado que el impacto ambiental de los 10 aceros analizados utilizados en cocinas de inducción varía desde 0.13 veces hasta 4.5 veces el impacto de referencia de Ecoinvent. Así mismo, se han identificado aleantes relevantes en el impacto ambiental del acero, como el molibdeno, cobre, titanio o cromo, y la plata en el caso de las aleaciones de magnesio. El impacto ambiental de los elementos de aleación significa en algunos casos más del 98% del impacto total del acero.

Estos resultados subrayan la necesidad de considerar la composición para obtener Inventarios de Ciclo de Vida más precisos, ya que los elementos de aleación contribuyen significativamente en el impacto ambiental de las aleaciones metálicas. En cuanto al contenido en CRM de las aleaciones de acero, no superan el 4% en los casos estudiados. Sin embargo, esta presencia es considerable en el caso de las aleaciones de magnesio, ya que suponen más del 90%, debido a que el magnesio es un material crítico para la UE.

Esta investigación, acorde con las estrategias de diseño ecológico y economía circular, ha buscado contemplar la influencia de los elementos de aleación en el impacto global de los metales, pudiendo proporcionar al diseñador información detallada sobre el desempeño ambiental del material seleccionado. Así mismo, la cuantificación del contenido en materiales críticos puede contribuir a reducir su presencia, y por tanto su impacto económico, de suministro y medioambiental, y favorecer una mejor gestión de los recursos.

# Abstract

Growing environmental concerns have driven companies, and particularly governments, to adopt more sustainable practices. Among them are the initiatives of the European Union, which aim to ensure efficient resource management.

The main objective of this PhD research has been the development methodologies and tools for calculating the environmental impact of metals, considering their composition and the presence of Critical Raw Materials. In particular, the research focuses on steel and magnesium alloys. The pillars on which this research work has been based are:

- **Eco-design and Life Cycle Assessment.** Eco-design aims to consider environmental impacts throughout all phases of a product's life, from its conception. A fundamental tool for this purpose is the Life Cycle Assessment (LCA).
- **Metal Alloys.** Steel, the most widely used metal in the world, along with aluminum and magnesium, are essential in industry. The composition of these metals is crucial as it affects their final properties. To calculate their environmental impact, an approximation of their composition is often made.
- **Critical Raw Materials (CRMs).** A material is considered critical if it is vital to the economy and there is a supply risk. Since 2011, the European Commission has been listing these materials, many of which are used as alloying elements in metals.

Considering the exact composition of metals when establishing a Life Cycle Inventory (LCI) allows for a more accurate assessment of their environmental impact and the consideration of environmental criteria in the material selection process. Databases such as Ecoinvent, widely used for calculating environmental impact, characterise a limited number of metal alloys, requiring approximations in their composition.

The methodologies developed in this research adopt an LCA approach and are based on consolidated sources of information, such as the methodology developed by Ecoinvent or the European Union's report *"Best Available Techniques. Reference Document for Iron and Steel Production: Industrial Emissions Directive 2010/75/EU: Integrated Pollution Prevention and Control."*

Impact results have been obtained using the ReCiPe 2016 and CML-IA baseline methodologies, both highly recognized in the research field, with different approaches and scopes. The quantification of CRM content is based on the latest CRM List for the European Union, published in 2023.

This study has focused on developing methodologies and algorithms to establish the LCI of steel and magnesium alloy production based on the specific material composition. Since alloy compositions are established by ranges in standards, the methodologies consider the different combinations of alloying elements that result in the maximum and minimum possible environmental impact. Additionally, the research aims to make these methodologies applicable to the industrial sector by developing simplified tools to calculate and monitor the environmental impact and CRM content of steel.

The methodologies have been applied to several case studies, confirming the necessity of considering composition in calculating the environmental impact of steel grades and magnesium alloys. It was found that the environmental impact of the steel grades analysed varies from 0.13 times to 4.5 times the Ecoinvent reference impact. Furthermore, relevant alloying elements impacting steel's environmental impact include molybdenum, copper, titanium, and chromium, while for magnesium alloys, silver is notable. The environmental impact of alloying elements can account for over 98% of the total impact of steel in some cases.

These results highlight the need to consider composition for obtaining more accurate Life Cycle Inventories, as alloying elements significantly contribute to the environmental impact of metallic alloys. Regarding the CRM content of steel, it does not exceed 4% in the cases studied. However, this presence is considerable in magnesium alloys, where CRMs account for more than 90% due to magnesium being a CRM for the EU.

This research, in line with eco-design and circular economy strategies, aims to consider the influence of alloying elements on the overall impact of metals. It provides designers with detailed information on the environmental performance of selected materials. Additionally, quantifying the content of critical raw materials can help reduce their presence, thereby mitigating their economic, supply, and environmental impact, and promoting better resource management.

# Índice

Resumen ..... I

Abstract ..... III

Índice ..... V

Listado de figuras ..... IX

Listado de tablas ..... XIII

Capítulo 1. Introducción ..... 1

1.1. Estado de la cuestión ..... 1

1.2. Justificación de la importancia del estudio ..... 4

1.3. Objetivos de la investigación ..... 6

1.4. Metodología ..... 10

1.5. Esquema de la tesis doctoral ..... 11

Capítulo 2. Estado del Arte ..... 13

2.1. Diseño sostenible ..... 13

2.1.1. Ecodiseño ..... 13

2.1.2. Economía circular ..... 16

2.1.3. Marco europeo ..... 19

2.2. Herramientas de ecodiseño ..... 23

2.2.1. El Análisis de Ciclo de Vida (ACV) ..... 23

2.2.2. Fases del Análisis de Ciclo de Vida ..... 24

2.2.3. Metodologías de cálculo ..... 26
2.2.4. Bases de datos ..... 28
2.2.5. Softwares para el cálculo del impacto ambiental ..... 29
2.3. Materias Primas Críticas para la Unión Europea ..... 30
2.4. Selección de materiales en el contexto de la economía circular ..... 36
Capítulo 3. Metodología de cálculo para el impacto ambiental de aceros ..... 39
3.1. Sostenibilidad en la industria siderúrgica ..... 39
3.2. La caracterización del acero ..... 41
3.3. Análisis de Ciclo de Vida del Acero ..... 43
3.3.1. Objetivo ..... 43
3.3.2. Alcance ..... 44
3.3.3. Inventario de Ciclo de Vida (ICV): Metodología de cálculo ..... 45
3.4. Análisis del contenido en Materias Primas Críticas (CRM) ..... 52
Capítulo 4. Aplicación Excel para el cálculo del impacto ambiental de aceros ..... 55
4.1. Objetivos y alcance ..... 55
4.2. Desarrollo de la herramienta Excel ..... 56
4.2.1. Datos de entrada y fuentes de datos ..... 57
4.2.2. Metodología de Análisis de Ciclo de Vida ..... 58
4.2.3. Datos de salida ..... 59
4.3. Funcionalidades de la herramienta ..... 60
4.3.1. Introducción de datos de composición ..... 60
4.3.2. Obtención de resultados ..... 60
4.3.3. Guardar acero en base de datos ..... 61
4.3.4. Cálculo del impacto ambiental ..... 62
4.3.5. Visualización de resultados por metodología ..... 63
4.3.6. Cálculo del riesgo de suministro e importancia económica ..... 64
4.3.7. Datos de impacto ambiental unitario y factores de criticidad ..... 65
4.3.8. Datos de la metodología ..... 66

4.4. Herramienta para el monitoreo de impacto ambiental y contenido en CRM por lotes ..... 67
4.4.1. Objetivo y alcance ..... 67
4.4.2. Proceso de recopilación de datos ..... 68
4.4.3. Funcionalidades de la aplicación ..... 69
Capítulo 5. Casos de estudio aplicando la metodología desarrollada ..... 73
5.1 Análisis de aceros empleados en cocinas de inducción ..... 73
5.1.1. Evaluación del Ciclo de Vida ..... 74
5.1.2. Interpretación de los resultados ..... 77
5.2 Análisis del impacto ambiental de aceros inoxidables ..... 87
5.2.1. Análisis de la influencia de los elementos de aleación ..... 89
5.2.2. Comparación del impacto de aceros inoxidables de las normas EN-10088 ..... 92
5.2.3. Comparación del impacto de los aceros inoxidables para chapas y bandas para usos en construcción ..... 97
5.3 Análisis del impacto ambiental de aceros presentes en luminarias ..... 103
Capítulo 6. Cálculo del impacto ambiental de aleaciones de magnesio ..... 107
6.1. Las aleaciones de magnesio ..... 107
6.2. Composiciones de las aleaciones de magnesio ..... 108
6.3. Análisis de Ciclo de Vida de las aleaciones de Magnesio ..... 109
6.3.1. Objetivo ..... 109
6.3.2. Alcance ..... 110
6.3.3. Inventario de Ciclo de Vida (ICV) ..... 111
6.4. Aplicación de la metodología a un caso de estudio ..... 114
6.4.1. Aleaciones de magnesio incluidas en el estudio ..... 114
6.4.2. Evaluación del Ciclo de Vida e interpretación de los resultados ..... 116
Capítulo 7. Conclusiones y futuras líneas de investigación ..... 121
7.1. Conclusiones ..... 121
7.2. Futuras líneas de investigación ..... 128
Capítulo 8. Bibliografía ..... 129

Capítulo 9. Publicaciones ..... 143

9.1. Influence of the Composition on the Environmental Impact of a Casting Magnesium Alloy..... 144

9.2. Excel tool to assess the environmental impact of steels based on the composition .. ..... 164

9.3. Incorporating Composition into Life Cycle Assessment of Steel Grades ..... 172

# Listado de figuras

Figura 1. Fases de trabajo de la tesis doctoral ..... 9

Figura 2. Concepto de ecodiseño con un enfoque de Ciclo de Vida ..... 14

Figura 3. Cronología de la evolución y prácticas en el diseño sostenible (Adaptado [76]) ..... 16

Figura 4. Modelo lineal vs. Modelo circular ..... 17

Figura 5. Ciclo natural y tecnológico en Economía Circular [78] ..... 18

Figura 6. Iniciativas del paquete de acción de economía circular [86] ..... 21

Figura 7. Fases para la realización del Análisis de Ciclo de Vida ..... 26

Figura 8. Representación de los flujos de materias primas y riesgos de suministro de 9 de las tecnologías y 3 de los sectores estratégicos de la UE [113] ..... 32

Figura 9. Materiales evaluados en el último listado de CRM para la UE (2023), según importancia económica y riesgo de suministro ..... 35

Figura 10. Criterios para la selección de materiales ..... 36

Figura 11. Límites del sistema ..... 45

Figura 12. Entradas y salidas del sistema ..... 46

Figura 13. Ejemplo de asignación del contenido de elementos de aleación ..... 48

Figura 14. Diagrama de flujo del cálculo de materias primas para la producción de 1 kg de acero ..... 49

Figura 15. Flujo de datos en la herramienta Excel para el cálculo del impacto ambiental de aceros ..... 57

Figura 16. Hoja INICIO de la herramienta de cálculo. Introducir acero ..... 60

Figura 17. Hoja INICIO de la herramienta de cálculo. Visualización de principales resultados ..... 61

Figura 18. Hoja INICIO de la herramienta de cálculo. Guardar acero en Base de datos ..... 62

Figura 19. Hoja BBDD ACEROS de la herramienta de cálculo ..... 62

Figura 20. Hoja CALCULOS IMPACTO de la herramienta de cálculo ..... 63

Figura 21. Hoja RESULTADOS POR METODOLOGÍA de la herramienta de cálculo ..... 64

Figura 22. Hoja CÁLCULOS CRM de la herramienta de cálculo ..... 64

Figura 23. Hoja DATOS ECOINVENT de la herramienta de cálculo ..... 65

Figura 24. Hoja DATOS CRM de la herramienta de cálculo ..... 66

Figura 25. Hoja METODOLOGÍA de la herramienta de cálculo ..... 66

Figura 26. Espectrómetro de emisión óptica Spectro, modelo Spectrotest TXC25 [156] ..... 68

Figura 27. Analizador por fluorescencia de rayos X Niton modelo XL3t 700 [157] ..... 68

Figura 28. Hoja de INICIO para la introducción de datos del lote ..... 70

Figura 29. Visualización de resultados por lote ..... 70

Figura 30. Histórico de resultados para un acero en concreto ..... 71

Figura 31. Comparación del impacto ambiental para los grados de acero analizados ..... 76

Figura 32. Contenido CRM según listado 2023 ..... 77

Figura 33. Distribución del impacto ambiental de los grados de acero analizados. Elementos de aleación, carga metálica bruta y proceso productivo ..... 85

Figura 34. Impacto ambiental por kilogramo de los elementos de aleación presentes en aceros ..... 90

Figura 35. Correlación entre el contenido de Mo y el impacto ambiental - Abiotic depletion ..... 92

Figura 36. Correlación entre el contenido de Ni y el impacto ambiental - Abiotic depletion (fossil fuels) ..... 93

Figura 37. Correlación entre el contenido de Ni y el impacto ambiental - Metodología ReCiPe 2016 .. 94

Figura 38. Correlación entre el contenido de Mo y el impacto ambiental - Metodología ReCiPe 2016 94

Figura 39. Impacto ambiental (ReCiPe 2016) para los 182 aceros incluidos en las normas 10088 ..... 95

Figura 40. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología ReCiPe 2016 ..... 98

Figura 41. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Abiotic depletion ..... 98

Figura 42. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Abiotic depletion (fossil fuels) ..... 99

Figura 43. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Global Warming (GWP100y) ..... 99

Figura 44. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Ozone Layer Depletion (ODP) ..... 100

Figura 45. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Human toxicity ..... 100

Figura 46. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Terrestrial ecotoxicity ..... 100

Figura 47. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Fresh water aquatic ecotoxicity ..... 101

Figura 48. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Marine aquatic ecotoxicity ..... 101

Figura 49. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Eutrophication ..... 101

Figura 50. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Photochemical oxidation ..... 102

Figura 51. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Acidification ..... 102

Figura 52. Resultados de impacto ambiental de aceros utilizados en luminarias led ..... 105

Figura 53. Límites del sistema. Fabricación aleaciones de magnesio ..... 110

Figura 54. Metodología de asignación del contenido de elementos de aleación para la composición de mínimo impacto, máximo impacto e impacto promedio ..... 112

Figura 55. Distribución del impacto ambiental entre elementos de aleación, magnesio y consumo energético ..... 117

Figura 56. Contribución al impacto ambiental y peso de los aleantes en la aleación 3.5251 según la metodología a) ReCiPe 2016 y b) IPCC 2013 ..... 118

# Listado de tablas

Tabla 1. Categorías de impacto CML-IA baseline ..... 11

Tabla 2. Categorías de impacto CML-IA baseline y sus daños ..... 28

Tabla 3. Materiales evaluados en el último listado CRM para la UE (2023) [33] ..... 33

Tabla 4. Materiales críticos según último listado CRM para la UE (2023) [33] ..... 34

Tabla 5. Efectos de varios elementos de aleación en aceros ..... 42

Tabla 6. Asignación a Ecoinvent de los elementos de aleación ..... 47

Tabla 7. Inventario de Ciclo de Vida - Entradas ..... 51

Tabla 8. Inventario de Ciclo de Vida - Salida ..... 51

Tabla 9. Datos de importancia económica y riesgo de suministro (último listado CRM 2023) [33] ..... 52

Tabla 10. Composición de las calidades de acero analizadas ..... 74

Tabla 11. Resultados de impacto aceros empleados en cocinas de inducción ..... 75

Tabla 12. Variabilidad de los resultados de impacto ambiental ..... 86

Tabla 13. Clasificación de aceros inoxidables según grupo de normas EN 10088 [169] ..... 88

Tabla 14. Rangos de composición de aceros normalizados de la norma EN 10088-4 [167] ..... 97

Tabla 15. Contenido en materiales críticos de aceros normalizados de la norma EN 10088-4 [167] 103

Tabla 16. Rangos de composición de aceros utilizados en luminarias led ..... 104

Tabla 17. Contenido de CRM de aceros utilizados en luminarias led, según listado 2023 [33] ..... 106

Tabla 18. Influencia de los elementos de aleación en las aleaciones de magnesio ..... 109

Tabla 19. Inventario de Ciclo de Vida de la aleación AZ91 de Ecoinvent ..... 111

Tabla 20. Valores termodinámica elementos de aleación ..... 113

Tabla 21. Asignación con conjuntos de datos de Ecoinvent. Aleantes magnesio ..... 114

Tabla 22. Rangos de composición Aleaciones de Magnesio ..... 115

Tabla 23. Impacto ambiental de 1 kg de aleación de magnesio..... 116

Tabla 24. Variabilidad de los resultados de impacto ambiental ..... 119

Tabla 25. Contenido en materiales críticos [%] (Listado 2023)..... 120

# Capítulo 1

## Introducción

### 1.1. Estado de la cuestión

En los últimos años, la preocupación sobre cuestiones ambientales tiene un marcado interés social, político y económico. Esto ha propiciado la necesidad, por parte de las empresas, de desarrollar prácticas medioambientalmente más respetuosas [1], [2]. Esta conciencia por llevar a cabo diseños, 11productos y procesos respetuosos con el medioambiente, dio lugar, en los años 90, a la aparición del concepto de **diseño ecológico** [3].

Esta corriente, incorpora desde el primer momento en el que se proyecta un producto o servicio, la valorización de todos los impactos ambientales que se pueden producir en todas y cada una de las fases de vida del producto [4]. El diseño ecológico, ha dado lugar a diferentes normativas aplicables ISO 14001 [5], 14020 [6], 14040 [7] y 14044 [8], que invitan a las organizaciones a llevar a cabo una correcta gestión ambiental mediante el compromiso de evitar la contaminación, respetar la legislación y fomentar la mejora continua [9].

En el ámbito del diseño y la fabricación de productos, uno de los métodos más empleados para introducir la variable ecológica desde la etapa de diseño es el **Análisis de Ciclo de Vida (ACV)** [10], [11], el cual permite cuantificar de forma sistemática, científica y objetiva el impacto ambiental de cualquier producto, proceso o servicio [12], [13]. El interés por dicha cuantificación reside en obtener una métrica, con el objetivo de introducir mejoras que realmente signifiquen un mejor desempeño ambiental del sistema estudiado. Algunas de las aplicaciones directas de la realización del Análisis de Ciclo de Vida son:

- Permite una toma de decisiones más sostenibles, comparando el desempeño ambiental de productos y procesos.
- Facilita el diseño de productos y procesos minimizando el impacto ambiental, pudiendo a su vez identificar áreas específicas de mejora en la eficiencia (tanto en el uso de materiales como de energía) con el objetivo de reducir impactos negativos.
- Permite la certificación ambiental mediante el cumplimiento de ciertos criterios de sostenibilidad, como puede ocurrir con el caso del etiquetado ecológico de productos.
- Ayuda a evaluar impactos específicos en el medioambiente, como puede ser la huella de carbono, la acidificación o el agotamiento de recursos, entre otros.

La realización de un Análisis de Ciclo de Vida es un proceso que puede resultar complejo y requiere de tiempo y recursos considerables. De todas las etapas, la elaboración del Inventario de Ciclo de Vida es la más costosa [14], [15], debido a la complejidad e interconexiones derivadas de la recolección de datos primarios [16], [17]. Es necesaria la recopilación de gran cantidad de información, cuyo nivel de detalle puede influir en la calidad y validez de los resultados. Es habitual la utilización de **bases de datos** genéricas, que caracterizan los materiales y procesos, cuantificando su impacto ambiental. Ecoinvent destaca por ser una de las bases de datos más empleadas en el ámbito científico y técnico, con más de 20 años de trayectoria en la recopilación y difusión de datos para el cálculo del impacto ambiental. Dispone en la actualidad, de más de 20.000 conjuntos de datos que cubren gran variedad de sectores industriales [18].

El uso de estas bases de datos genéricas se debe a varias razones prácticas y metodológicas. Desarrollar y mantener bases de datos para cada material o proceso sería extremadamente costoso y requeriría de mucho tiempo. Por tanto, la utilización de bases de datos genéricas es un método rápido y sencillo, empleado por muchos desarrolladores de Análisis de Ciclo de Vida. Así mismo, permiten la comparación entre diferentes productos o procesos de manera más sencilla, ya que aportan consistencia en la metodología y los enfoques utilizados para el cálculo del impacto ambiental. Pese a sus ventajas, es importante reconocer sus limitaciones, como la falta de especificidad y la posible falta de representación de los conjuntos de datos disponibles con el sistema real a evaluar. Por esta razón, algunos Análisis de Ciclo de Vida especializados, pueden requerir la combinación de datos genéricos con información más específica para obtener resultados más precisos.

El diseño ecológico se originó, hace más de tres décadas, como respuesta a la creciente conciencia de los efectos adversos de la industrialización en el medio ambiente. No obstante, los desafíos medioambientales continúan siendo notables en nuestra sociedad. Surgió la necesidad de proponer una solución a la problemática del modelo lineal que impera en la industria, el cual implica la extracción de recursos, la producción, el consumo y la eliminación. Surge así el concepto de **Economía Circular**, una corriente de desarrollo económico, ampliamente aceptada por numerosos actores económicos, políticos, empresariales y sociales [19], [20], [21].

En lugar del modelo lineal, la economía circular propone un sistema donde los recursos se utilizan de manera eficiente, se reducen los desechos y se promueve la reutilización y el reciclaje [22]. Este enfoque se basa en los principios de "cerrar el ciclo de vida de los productos" y "desacoplar el crecimiento económico del consumo de recursos" [23], [24], [25].

La Economía Circular desempeña un papel crucial en la estrategia y las políticas de la Unión Europea. Esta ha implementado diversas iniciativas, como el Plan de Acción para la Economía Circular del año 2015 [26], y su continuación en el Pacto Verde [27] publicado en diciembre del 2019. En ambos planes se establecen medidas específicas para avanzar hacia un modelo económico más circular y sostenible. Así mismo, la Comisión Europea lazó en el año 2020 el programa Horizonte Europa [28] (Horizon Europe), para el periodo 2021-2027. Es el sucesor de Horizonte 2020 y constituye uno de los mayores programas de financiación de investigación del mundo, con el principal objetivo de impulsar la investigación y la innovación para abordar los desafíos sociales, económicos y ambientales de Europa, así como fortalecer la competitividad y el liderazgo científico de la UE. En el ámbito de la sostenibilidad, dentro de uno de los pilares de Horizonte Europa "Retos Globales y Competitividad Industrial", se financian investigaciones relacionadas con el cambio climático, la protección del medio ambiente, la eficiencia en el uso de recursos y la gestión sostenible de las materias primas, incluyendo actividades que promuevan la economía circular, como el desarrollo de tecnologías de reciclaje innovadoras, la optimización del uso de recursos naturales y la reducción de residuos.

La utilización eficiente de los materiales, cuya disponibilidad en el medio es limitada, también es un tema de preocupación [29]. En este contexto de Economía Circular, se ha puesto especial atención sobre materiales que se consideran estratégicos para la Unión Europea. Esta atención se ha intensificado por varias razones [30], [31]: la dependencia de fuentes externas que pueden generar vulnerabilidades en el suministro, el aumento de la demanda de ciertos materiales propiciado por las tecnologías emergentes (como las energías limpias que hacen empleo de recursos cada vez más escasos), la concentración de la producción de estos materiales en países específicos a menudo en regiones geopolíticamente inestables, y las preocupaciones ambientales derivadas de la extracción y procesamiento de estos materiales.

Es por ello que, desde el año 2011 [32], la Unión Europea elabora un listado de **Materias Primas Críticas** (CRM, por su acrónimo en inglés). La Unión Europea ha establecido criterios específicos para identificar y clasificar un material como crítico, los cuales se revisan periódicamente para reflejar la evolución del mercado. Fundamentalmente los criterios utilizados para dicha clasificación son dos:

- Importancia económica: el material debe tener una importancia económica significativa para la Unión Europea y ser esencial para el desarrollo de tecnologías clave y sectores industriales.

- Riesgo de suministro: debe haber un riesgo sustancial de abastecimiento para el material, ya sea debido a la concentración de la producción en un número limitado de países o a otros factores que puedan afectar a la disponibilidad.

En base a ellos, se establece el listado de materiales críticos, que se actualiza cada tres años, siendo la última actualización del año 2023 [33]. Aunque en la actualidad no existe legislación que restrinja el uso de materiales críticos, en 2019 se publicó la norma europea (EN) 45558:2019 "Método general para declarar el uso de materias primas críticas en productos relacionados con la energía" [34], para mejorar la reutilización de componentes o materiales reciclados al final de su vida útil. Parece clara la tendencia a considerar la presencia o no de materiales críticos en los productos para mejorar la resiliencia de las cadenas de suministro de la Unión Europea. Un mayor conocimiento del contenido de las materias críticas puede contribuir a una gestión más eficiente de recursos valiosos y escasos. Además, en 2022, la Comisión Europea publicó una recomendación en la que proponía un marco europeo «seguro y sostenible desde el diseño» para productos químicos y materiales seguros y sostenibles [35], donde se menciona la necesidad de considerar cualitativamente la presencia o ausencia de los CRM, recomendando la monitorización del uso de estos materiales con el objetivo de minimizarlos o sustituirlos, reduciendo así la dependencia de estos recursos.

Diseño ecológico y Economía Circular comparten una visión común de la sostenibilidad y se complementan mutuamente. El diseño ecológico utiliza el Análisis de Ciclo de Vida para identificar oportunidades de mejora, mientras que la Economía Circular se centra en la implementación de modelos de negocio y sistemas que reduzcan la dependencia de los recursos finitos.

## 1.2. Justificación de la importancia del estudio

La importancia de los materiales en la economía es innegable, ya que estos son la base elemental de todos los productos que hoy en día empleamos en nuestro modelo productivo. El proceso de **selección de material** es crucial en el ámbito de la ingeniería, la construcción y la fabricación. Sin embargo, supone un reto porque en el proceso de selección intervienen muchas partes interesadas y numerosos criterios de decisión en ocasiones contradictorios [36]. La selección de materiales consiste en identificar y elegir los materiales más adecuados para cumplir con los requisitos específicos de un proyecto. Dadas unas especificaciones técnicas que debe cumplir el material para una utilidad específica, la selección de uno u otro material se fundamenta en la adecuación de sus propiedades a las especificaciones técnicas, de calidad y de fabricación, en su coste y disponibilidad. Sin embargo, considerar el impacto ambiental del material a lo largo de su ciclo de vida (desde la extracción hasta la eliminación) tiene una importancia cada vez mayor en el proceso de selección de materiales.

En la actualidad, la creciente conciencia ambiental y la necesidad de transitar hacia una economía más sostenible han potenciado la importancia de caracterizar ambientalmente los materiales.

La caracterización de los materiales por medio del Análisis de Ciclo de Vida se presenta como una importante herramienta en el proceso de selección, permitiendo evaluar y comparar el impacto ambiental de diferentes opciones [37].

La ventaja de este enfoque radica en que no sólo se tiene en cuenta la funcionalidad, coste y disponibilidad del material, sino también su sostenibilidad. Un desarrollo sostenible debe equilibrar criterios técnicos, económicos, sociales y ambientales [38], [39]. La consideración de estos últimos en la selección de materiales contribuye a reducir los impactos negativos en el entorno, y también fortalece la resiliencia de las cadenas de suministro al mitigar la dependencia de materiales críticos y estratégicos [40].

Entre los diferentes materiales que podemos encontrar destacan los **metales**, los cuales son esenciales para el progreso industrial, y la base de una amplia gama de industrias manufactureras. Son materiales empleados y necesarios para la fabricación de dispositivos eléctricos y electrónicos, maquinaria y equipos, en el ámbito del transporte (en la fabricación de vehículos, aviones, barcos y otros medios) y en el sector de la construcción de infraestructuras y edificios. También juegan un papel esencial en la generación de energía, ya sea mediante turbinas eólicas, paneles solares o plantas de energía convencionales, y tienen un papel clave en los sectores de la defensa y seguridad.

Los metales se caracterizan por su resistencia y durabilidad, contribuyendo a la permanencia en la economía de los productos fabricados en estos materiales. Además, también desempeñan un papel crucial en la sostenibilidad, debido a su capacidad para ser reciclados, lo cual, no sólo contribuye a una gestión eficiente de los recursos, sino que también reduce la dependencia de los recursos naturales.

Tal y como se ha comentado, la incorporación del criterio medioambiental en la selección de materiales es fundamental para promover un desarrollo sostenible. Sin embargo, existe carencias en cuanto a la información del desempeño ambiental de diferentes materiales.

La aleación de metales es un proceso muy común en la metalurgia y la fabricación de metales. Se realiza con el objetivo de mejorar las propiedades de los metales, buscando, mediante la adición de pequeñas cantidades de otros elementos químicos, mejorar las propiedades mecánicas, la resistencia a la corrosión, el control de la temperatura de fusión, mejorar la conductividad eléctrica o térmica del material, mejorar la resistencia a la fatiga, etc. En definitiva, la adición de aleantes busca aprovechar las propiedades deseadas de diferentes elementos de aleación para mejorar la funcionabilidad, durabilidad y rendimiento del material resultante.

No es habitual encontrar una caracterización del impacto ambiental considerando la composición exacta del material. Y, sin embargo, la adición de ciertos elementos de aleación a un metal puede influir considerablemente en el impacto ambiental total de éste, como así lo han demostrado investigaciones previas [41], [42],[43].

En el caso concreto de los aceros, por ejemplo, la composición es uno de los factores decisivos a la hora de seleccionarlos, ya que en función de los elementos químicos que se empleen para alearlo, se modifican sustancialmente las propiedades finales del material.

Sin embargo, en lo que a valoración del impacto ambiental se refiere, en bibliografía se dispone de un número muy limitado de aceros caracterizados. En el caso de la base de datos de Ecoinvent, una de las más completas, y la más utilizada en el ámbito científico para la realización de Análisis de Ciclo de Vida [44], se dispone únicamente de tres tipos de aceros caracterizados, correspondientes a las categorías de aceros al carbono [45], aceros de baja aleación [46] y aceros inoxidables [47], clasificación recogida en la norma EN-10020 [48] de acuerdo con la cantidad de aleantes presentes en su composición.

Es por ello que, a la hora de seleccionar entre diferentes calidades de acero inoxidable, por ejemplo, pese a que pueden presentar composiciones distintas y elementos de aleación con impactos ambientales diferentes, todos ellos serán caracterizados de forma genérica como "acero inoxidable", dando como resultado el mismo impacto ambiental. No es posible, por medio de la utilización de bases de datos genéricas, una discretización del impacto ambiental de los aceros y otros metales acorde con su composición, impidiendo de esta forma la incorporación del criterio medioambiental en la toma de decisiones.

Además, algunos de estos aleantes son considerados materiales críticos, y en lo que a la cuantificación del contenido de materias primas críticas se refiere, existe una marcada recomendación por parte de la Unión Europea para monitorizar la utilización de estos, con el objetivo de minimizar su uso y reducir la dependencia de estos materiales, aumentando así la resiliencia de las cadenas de suministro. Hasta ahora, se propone un control cualitativo de la presencia o ausencia de materiales críticos en los modelos productivos, sin embargo, un enfoque cuantitativo permitiría una mejor consideración del uso de los materiales críticos.

## 1.3. Objetivos de la investigación

El objetivo de esta tesis doctoral es desarrollar metodologías que permitan la incorporación de la composición de los metales en el cálculo del impacto ambiental, así como la cuantificación de la presencia de materiales críticos en ellos.

Tener en cuenta la composición exacta del metal a la hora de establecer un Inventario de Ciclo de Vida, permite obtener un impacto ambiental de estos materiales más preciso. De esta forma, es posible discretizar el impacto ambiental entre diferentes aleaciones, permitiendo la incorporación del criterio medioambiental en el proceso de selección de materiales.

Se han establecido métodos que facilitan considerar la composición en el cálculo del impacto ambiental, y así mismo, cuantificar el contenido en materiales críticos. De esta forma se busca promover

actividades de diseño ecológico que contribuyan a la mejora del desempeño ambiental de los productos y a la eficiencia de la gestión de los recursos. Así mismo, con estos métodos es posible analizar la influencia de los elementos de aleación en el impacto ambiental.

En trabajos previos de investigación, del grupo de investigación en el que se ha realizado esta tesis, se desarrollaron metodologías específicas para la particularización del impacto ambiental de materiales como las aleaciones de aluminio [43] y los cristales vitrocerámicos [49], analizando detalladamente sus efectos y contribuciones en distintos contextos. En la presente tesis, la investigación se ha centrado fundamentalmente en los aceros y las aleaciones de magnesio, para los cuales, se han creado dos metodologías diferenciadas para el cálculo del impacto ambiental. El acero, es uno de los materiales más importantes del mundo y juega un papel fundamental en muchas industrias, particularmente en la construcción y automoción. También las aleaciones de magnesio, otro de los metales más comúnmente aleados, y con alta presencia en el mercado, juegan un papel muy relevante en el sector de la automoción, debido a su ligereza.

Para la consecución de dicho objetivo, se determinaron una serie de tareas, que han constituido las líneas de investigación de la presente tesis doctoral, diferenciadas en cinco fases diferentes, y que se muestran también gráficamente en la Figura 1.

**FASE 1.- ESTADO DEL ARTE**

Análisis de los diferentes materiales recogidos en normativas a fin de escoger aquellos que puedan considerarse relevantes para la industria. Análisis de la presencia de materiales críticos como elementos de aleación. Estudio de las metodologías planteadas en literatura para la cuantificación del impacto ambiental de los metales. Aprendizaje del uso del programa informático SimaPro.

1.1. Análisis de metales recogidos en normativa y relevantes en industria
1.2. Análisis de la presencia de materiales críticos como elementos de aleación
1.3. Estudio de metodologías planteadas en literatura para la cuantificación del impacto ambiental de los metales
1.4. Aprendizaje del software de análisis SimaPro

**FASE 2.- DESARROLLO DE LAS METODOLOGÍAS**

Planteamiento de una metodología de trabajo para caracterizar el impacto ambiental de metales según su composición, así como la presencia de materiales críticos.

2.1. Planteamiento de la metodología para la cuantificación del impacto ambiental en aceros
- Actualización de la metodología a Ecoinvent v3.7.1 y el listado de CRM para la UE (2020)
- Actualización de la metodología a Ecoinvent v3.8, utilizando datos recientes de literatura
- Actualización de la metodología al último listado de CRM para la UE (2023)

2.2. Planteamiento de la metodología para aleaciones ligeras de magnesio
2.3. Extracción de principales conclusiones a partir de los resultados obtenidos

**FASE 3.- ELABORACIÓN DE LA HERRAMIENTA INFORMÁTICA**

Elaboración de una herramienta informática para la aplicación de las metodologías desarrolladas en la fase segunda. Esta herramienta pretende facilitar la aplicación de la metodología para el cálculo del impacto ambiental y presencia de críticos.

3.1. Identificación de las necesidades funcionales de la herramienta
3.2. Desarrollo de la herramienta
3.3. Comprobación del correcto funcionamiento de la misma
3.4. Aplicación de la herramienta al caso de aceros inoxidables incluidos en la normativa ISO 10088
3.5. Desarrollo de herramienta para el monitoreo de impacto ambiental y contenido en CRM por lotes
3.6. Extracción de principales conclusiones a partir de los resultados obtenidos

**FASE 4.- APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA Y HERRAMIENTA DESARROLLADA**

Aplicación de las metodologías y de la herramienta desarrollada para casos prácticos de componentes mecánicos en la industria, exponiendo las correspondientes conclusiones extraídas a partir de los resultados obtenidos.

4.1. Identificación de casos prácticos de componentes mecánicos y sectores industriales
4.2. Aplicación de las metodologías mediante la herramienta desarrollada
    + Aplicación de la metodología en el cálculo del impacto ambiental de aceros utilizados en cocinas de inducción
    + Aplicación de la metodología en el cálculo del impacto ambiental de aceros inoxidables y análisis de la influencia de los elementos de aleación en el impacto ambiental
    + Aplicación de la metodología en el cálculo del impacto ambiental de aceros presentes en luminarias led
4.3. Extracción de principales conclusiones a partir de los resultados obtenidos
4.4. Escritura de los resultados obtenidos en publicaciones en revistas internacionales

**FASE 5.- FINALIZACIÓN DE LA TESIS DOCTORAL**

Redacción de documentos finales de la tesis doctoral y defensa ante tribunal

5.1. Escritura de la memoria de la tesis doctoral
5.2. Defensa de la tesis doctoral

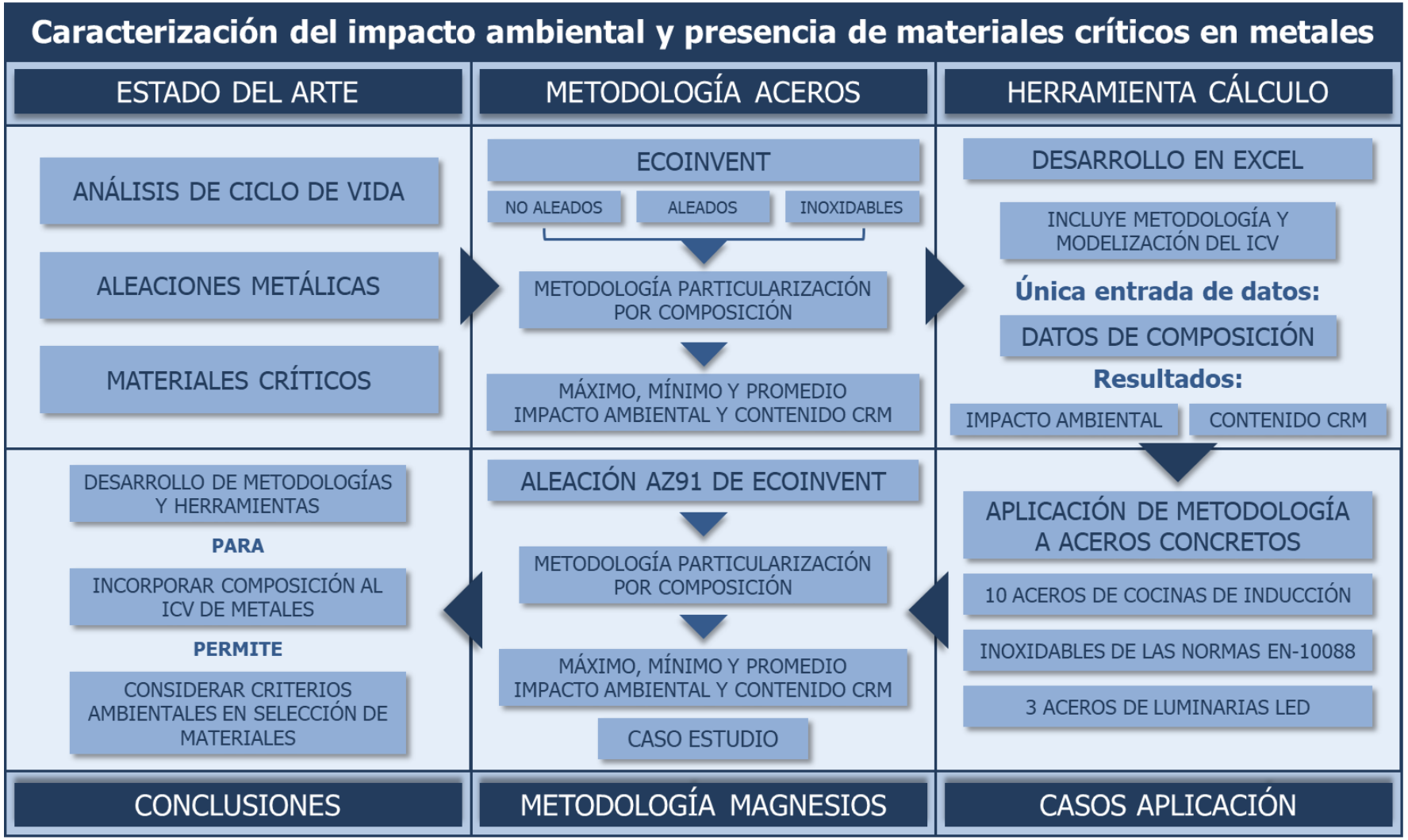



Figura 1. Fases de trabajo de la tesis doctoral

## 1.4. Metodología

Esta tesis doctoral tiene un marcado enfoque de Análisis de Ciclo de Vida. El ACV es una metodología ampliamente aceptada en el ámbito científico y técnico para la valoración del impacto ambiental de materiales y procesos. Las etapas para la realización de un Análisis de Ciclo de Vida vienen definidas por las normas UNE-EN ISO 14040/44 [7], [8].

Los inventarios de ciclo de vida se han realizado con ayuda del software de cálculo de impacto ambiental SimaPro (desarrollado por Pré Consultants) [50], un software especializado en la evaluación del ciclo de vida, que permite a los usuarios recopilar, organizar y analizar datos relacionados con los flujos de materiales, energía y emisiones. Facilita la realización de evaluaciones de ciclo de vida detalladas y la interpretación de los resultados para comprender mejor los impactos ambientales.

SimaPro se utiliza en combinación con bases de datos de inventarios de ciclo de vida. En la presente tesis se ha empleado la base de datos Ecoinvent [18], ampliamente utilizada a nivel técnico y científico.

Las metodologías de cálculo consideradas para la evaluación del impacto ambiental han sido la metodología ReCiPe 2016 [51], [52], la metodología CML-IA baseline [53] y la metodología IPCC2013 [54]. Todas ellas, son metodologías muy utilizadas para evaluar el impacto ambiental, sin embargo, tienen alcances y aplicaciones diferentes.

**ReCiPe 2016.** La metodología ReCiPe 2016, desarrollada conjuntamente por la Universidad Radboud de Nijmegen (Holanda), la Universidad de Leiden (Holanda) y Pré Consultants, aborda una gama muy amplia de problemas medioambientales, evaluando hasta 17 categorías de impacto. No obstante, lleva a cabo una ponderación de sus resultados, con el objetivo de aportar un valor único de impacto que pueda ser fácilmente evaluable. Esta ponderación consiste en la asignación de pesos a las diversas categorías de impacto cubiertas por la metodología, reflejando la importancia relativa de cada categoría en términos de sostenibilidad global. Sin embargo, esta ponderación es subjetiva y puede influir significativamente en los resultados finales de la evaluación del impacto ambiental.

**CML-IA baseline.** La metodología CML-IA baseline, desarrollada por el Centre for Environmental Studies de la Universidad de Leiden (Holanda), se centra en evaluar los impactos ambientales utilizando indicadores sencillos y fácilmente comprensibles. Estos indicadores básicos, 11 en total, proporcionan información de los impactos ambientales, y aunque no captura la totalidad de la complejidad ambiental, sí aquellas categorías tradicionalmente consideradas como más relevantes. Las categorías incluidas en esta metodología son las que aparecen en la Tabla 1:

Tabla 1. Categorías de impacto CML-IA baseline

| Categoría de impacto | Abreviatura | Unidades |
|---|---|---|
| Abiotic depletion | ADPe | kg Sb eq. |
| Abiotic depletion (fossil fuels) | ADPf | MJ |
| Global warming (GWP100a) | GWP | kg$CO_2$ eq. |
| Ozone layer depletion | ODP | kg CFC-11 eq. |
| Human toxicity | HTP | kg 1,4-DB eq. |
| Fresh water aquatic ecotoxicity | FAETP | kg 1,4-DB eq. |
| Marine aquatic ecotoxicity | MAETP | kg 1,4-DB eq. |
| Terrestrial ecotoxicity | TETP | kg 1,4-DB eq. |
| Photochemical oxidation | POCP | kg $C_2H_4$ eq. |
| Acidification | AP | kg $SO_2$ eq. |
| Eutrophication | EP | kg $PO_4^{3-}$ eq. |

**IPCC 2013.** El método IPCC 2013 fue desarrollado por el Panel Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (International Panel on Climate Change-IPCC) [51], [55], quienes han desarrollado los correspondientes factores de caracterización expresados como potencial de calentamiento global con un horizonte temporal de 100 años (GWP100).

## 1.5. Esquema de la tesis doctoral

Esta tesis doctoral desarrolla diferentes metodologías para el cálculo del impacto ambiental de metales, teniendo en cuenta su composición.

- Tras la introducción, que conforma el capítulo 1, la tesis comienza con una revisión del estado del arte (capítulo 2) en cuanto a la naturaleza del diseño ecológico y la economía circular, las ventajas y limitaciones del Análisis de Ciclo de Vida como herramienta de ecodiseño, la consideración de materiales críticos para la economía europea y la importancia de la sostenibilidad en la selección de materiales. Las cuestiones sobre la sostenibilidad de la industria siderúrgica y las aleaciones de magnesio se detallan en los capítulos que explican las metodologías desarrolladas para cada material.
- En el capítulo 3 se desarrolla una metodología para el cálculo del impacto ambiental de los aceros considerando la composición.
- En el capítulo 4, se explica el desarrollo y las funcionalidades de una herramienta Excel desarrollada para el cálculo del impacto ambiental de aceros.
- El capítulo 5 se presentan casos de aplicación de la metodología mostrada en el capítulo 3, en cuanto al cálculo del impacto ambiental de aceros presentes en cocinas de inducción, luminarias led, y aceros inoxidables contenidos en las normas de la familia EN 10088.
- En el capítulo 6, se desarrolla una metodología para el cálculo del impacto ambiental de aleaciones de magnesio, considerando la composición.
- En el capítulo 7, se resumen los resultados de la tesis y se proponen futuras líneas de investigación.
- Finalmente, en el capítulo 9, se muestran las publicaciones científicas más relevantes que han sido fruto de esta tesis.

# Capítulo 2

## Estado del Arte

## 2.1. Diseño sostenible

### 2.1.1. Ecodiseño

El diseño ecológico es un enfoque que incorpora de forma integral los principios ecológicos en la fase de diseño, buscando minimizar el impacto ambiental de los productos y procesos para promover un equilibrio ecológico a largo plazo [3], [56]. Este enfoque considera que es posible contemplar los posibles efectos negativos en el medioambiente en la fase de diseño y tomar acciones encaminadas a reducirlos o mitigarlos, creando soluciones más respetuosas con el medio ambiente [57].

Pese a que el concepto se originó en las décadas de 1960 y 1970, en el siglo XXI, la importancia del diseño ecológico se ha vuelto más acuciante. El crecimiento poblacional, la urbanización y la industrialización han aumentado la presión sobre los recursos naturales y el medio ambiente. En este contexto, el diseño ecológico destaca como una respuesta necesaria para abordar los desafíos actuales y futuros. La preocupación por el cambio climático, la escasez de recursos y la degradación del medio ambiente ha impulsado a la sociedad y a las empresas a buscar soluciones más sostenibles.

La característica distintiva del diseño ecológico es su integración en el proceso de diseño. A diferencia de los enfoques tradicionales, que descuidaban la influencia de las decisiones de diseño en el medio ambiente, el diseño ecológico adopta una perspectiva holística [58]. Investigaciones afirman que alrededor del 80% de los impactos en la sostenibilidad y en el coste se deciden en la etapa de diseño del producto [59], [60].

Otro aspecto clave del diseño ecológico es el objetivo de minimizar el impacto ambiental y promover la sostenibilidad. Esto marca un evidente contraste con las prácticas de diseño convencionales que a menudo priorizan las ganancias a corto plazo o consideraciones estéticas. El diseño ecológico adopta una postura proactiva hacia una adecuada gestión ambiental. La integración del diseño ecológico en el desarrollo de productos puede ofrecer varias ventajas a la industria y a las organizaciones públicas, como beneficios económicos, cumplimiento de la legislación, promoción de la innovación y la creatividad o la mejora de la imagen pública [4].

Es posible minimizar el impacto ambiental, cuando se evalúa rigurosamente todas las fases del ciclo de vida del sistema analizado, desde la extracción de la materia prima, hasta el final de su vida útil. Una de las herramientas más válidas para ello es el Análisis de Ciclo de Vida (ACV), ya que permite a los diseñadores cuantificar y comprender las implicaciones ambientales de los sistemas analizados de manera integral [10]. Permite considerar y evaluar factores como la huella de carbono, el uso de los recursos, los daños a la salud humana o a los ecosistemas, entre otros. El diseño ecológico se esfuerza por identificar e implementar estrategias que reduzcan significativamente los impactos ambientales negativos.




Figura 2. Concepto de ecodiseño con un enfoque de Ciclo de Vida

Aunque el diseño ecológico es aplicado a muy diversos sectores y disciplinas, como en los procesos mineros [61], la producción de láminas galvanizadas [62], el moldeado de botellas de ácido poliláctico (PLA) [63], los bancos de energía portátiles [64], los pavimentos [65], las luminarias LED [66], [67] o los paneles solares fotovoltaicos [68]. El ACV también se ha aplicado a la producción de

materiales específicos, por ejemplo, el ferro-niobio [69], cobre [67], aleaciones de manganeso [70] y disolventes [71]. En lo que a fabricación de productos se refiere, el diseño ecológico se centra en minimizar el impacto ambiental desde la concepción hasta el final de la vida útil del producto, incluyendo una selección cuidadosa de materiales, la consideración del ciclo de vida del producto, y la búsqueda de soluciones que favorezcan la sostenibilidad. Las tendencias actuales en investigación en cuanto al diseño ecológico de productos son [72], [73]:

- La selección de materiales sostenibles, eligiendo opciones con menor impacto ambiental, como materiales reciclados, reciclables o de origen renovable, buscando alternativas que reduzcan la dependencia de recursos no renovables.
- La consideración del ciclo de vida del producto, promoviendo el diseño para el reciclaje y el desmontaje, que fomente la reutilización de materiales y reduzca la generación de residuos.
- La adopción de tecnologías limpias y procesos de fabricación ecoeficientes, buscando la reducción de emisiones, el consumo de energía y los residuos durante la producción de los productos.
- El uso del Análisis de Ciclo de Vida como una forma sistemática de evaluar el impacto ambiental de un producto, desde la extracción de materias primas hasta su disposición final, guiando la toma de decisiones informadas que permitan minimizar el impacto ambiental.

La adopción de los principios de diseño ecológico se extiende también a la formulación de políticas, y los gobiernos y organizaciones reconocen cada vez más la importancia de incorporar consideraciones ecológicas en los procesos de planificación y toma de decisiones. Esto implica la implementación de normas o directivas que fomenten prácticas más sostenibles y por tanto sirvan de instrumento hacia una transición ecológica [72], [74].

Desde la introducción formal del diseño ecológico, el concepto de Ciclo de Vida ha cobrado importancia en todas las tendencias de diseño en el que se tiene en cuenta un enfoque medioambientalmente sostenible. La norma ISO 14001:2015 [5] "Sistemas de gestión ambiental", en su última versión, propone a las organizaciones identificar y evaluar los impactos ambientales desde una perspectiva de Ciclo de Vida. Según esta misma norma, se define Ciclo de Vida como "las etapas consecutivas e interrelacionadas de un sistema de producto (o servicio), desde la adquisición de materia prima o su generación a partir de recursos naturales hasta la disposición final". Y recalca como nota que "las etapas del ciclo de vida incluyen la adquisición de materias primas, el diseño, la producción, el transporte/entrega, el uso, el tratamiento al finalizar la vida útil y la disposición final".

A medida que el imperativo por abordar prácticas sostenibles se intensifica, el diseño ecológico gana más importancia para las empresas, que se ven abocadas a integrar la innovación y la gestión medioambiental de forma eficiente. Sin embargo, cabe destacar que aún existen dificultades prácticas para la implementación del ecodiseño en las empresas como, por ejemplo, la falta de conocimiento por parte del personal dedicado específicamente tanto al diseño, como a la toma de decisiones en las empresas manufactureras [10], [75].

### 2.1.2. Economía circular

A lo largo de los años, han surgido diferentes estrategias para proponer soluciones a los desafíos medioambientales. En la década de 1970, estas estrategias se fundamentaron en iniciativas de control de la contaminación y reducción de desechos. En las décadas de 1980 y 1990, el diseño ecológico supuso un cambio en el paradigma del diseño y desarrollo de los productos. Sin embargo, las estrategias actuales del siglo XXI consideran la industria como un "sistema de sistemas", haciendo de los entornos productivos, sistemas de bucle cerrado, que permite un flujo circular interdependiente y armonioso de los recursos [76].

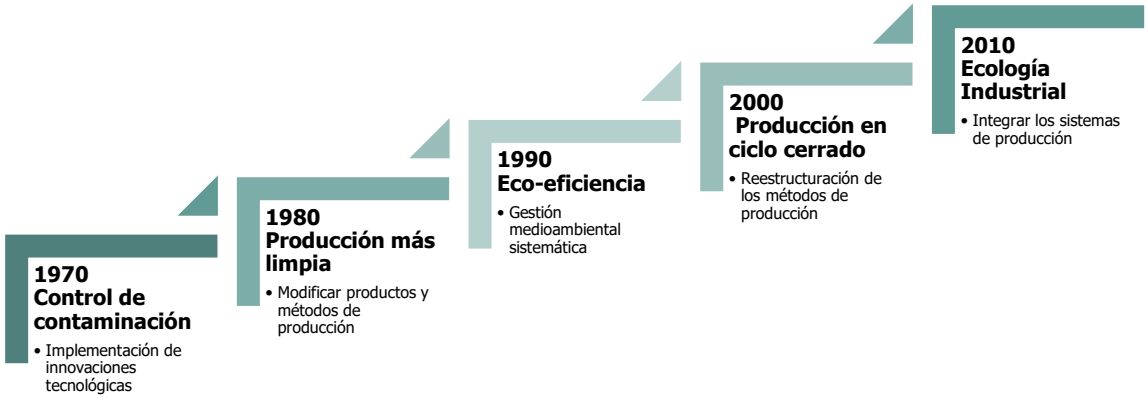



Figura 3. Cronología de la evolución y prácticas en el diseño sostenible (Adaptado [76])

El concepto de economía circular representa otro cambio de paradigma que abarca no sólo el diseño sino a los modelos de negocio. Representa un cambio fundamental del modelo lineal convencional de tomar-fabricar-desechar, a un enfoque más sostenible y, sobre todo, regenerativo [77]. Tiene como objetivo desvincular el crecimiento económico del consumo de recursos, enfatizando la importancia de reducir los desechos, reutilizar materiales y reciclar para crear un sistema de bucle cerrado.

Este modelo innovador no sólo aborda los desafíos ambientales asociados con la economía lineal tradicional, sino que también presenta oportunidades económicas y beneficios sociales.

En el modelo lineal tradicional, los recursos se extraen, se transforman en productos y, en última instancia, se eliminan como residuos al final de su ciclo de vida. Este enfoque lineal, no sólo es insostenible desde un punto de vista ambiental, sino que también da lugar al agotamiento de los recursos finitos y a la generación de grandes cantidades de residuos. Además, se producen otras consecuencias debido a este modelo: el deterioro de los sistemas naturales, la aceleración del cambio climático o la pérdida de diversidad en los ecosistemas. La economía circular, por su parte, prevé un sistema en el que los recursos se utilicen de forma más eficiente, y el fin de vida útil de los productos se convierta en un punto de partida para nuevos ciclos.

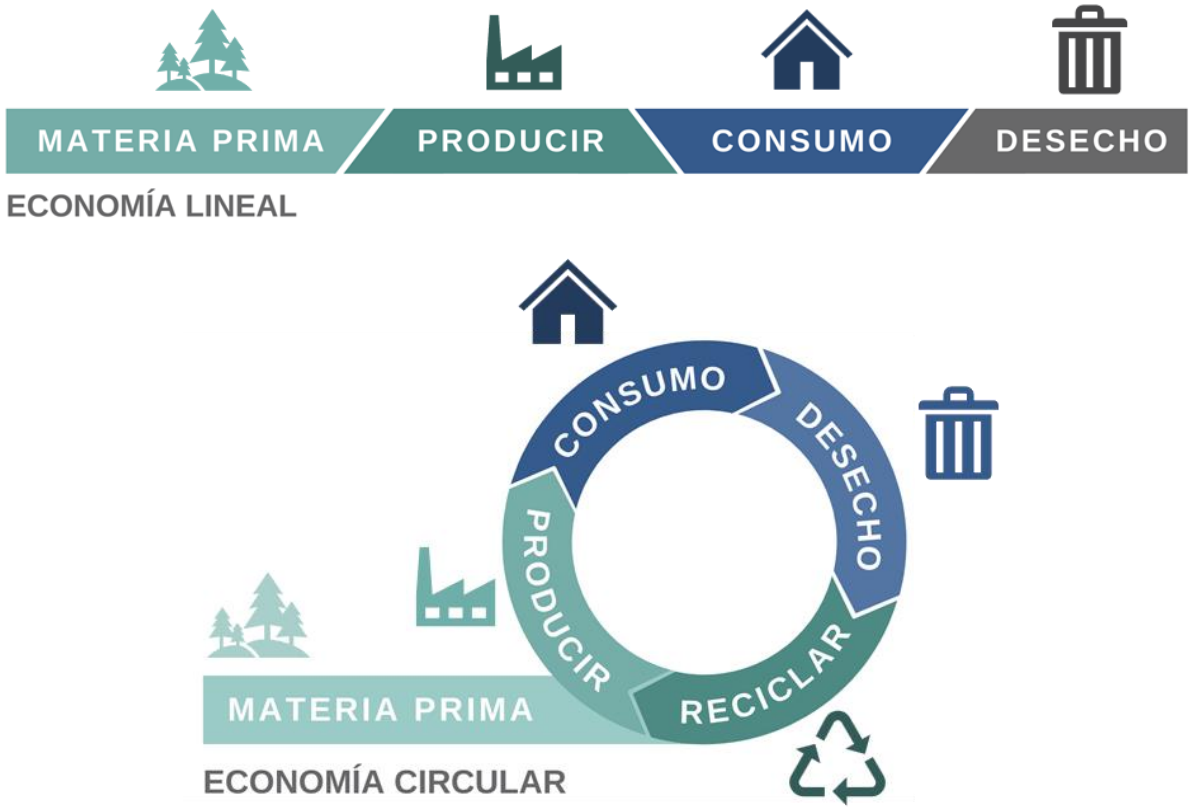



Figura 4. Modelo lineal vs. Modelo circular

Uno de los focos de la economía circular es la reducción de residuos. Esto implica un cambio de mentalidad de una "cultura de desecho" a una que prioriza la longevidad y los múltiples usos de los productos. La economía circular parte de la premisa del perfecto funcionamiento de los ciclos naturales que se llevan a cabo en el ecosistema: los desechos de una especie pasan a ser alimento para otras y finalmente, todo vuelve a la tierra en forma de sustancias nutrientes. Propone extrapolar dicho funcionamiento cíclico (que no genera desperdicios) al uso que hace el ser humano de los recursos naturales y de la industria tecnológica. Con este nuevo enfoque, es posible replantear el diseño de los productos, orientándolos a vivir ciclos de renovación, reparación y reutilización, favoreciendo así la creación de un sistema en el que no se generen residuos.

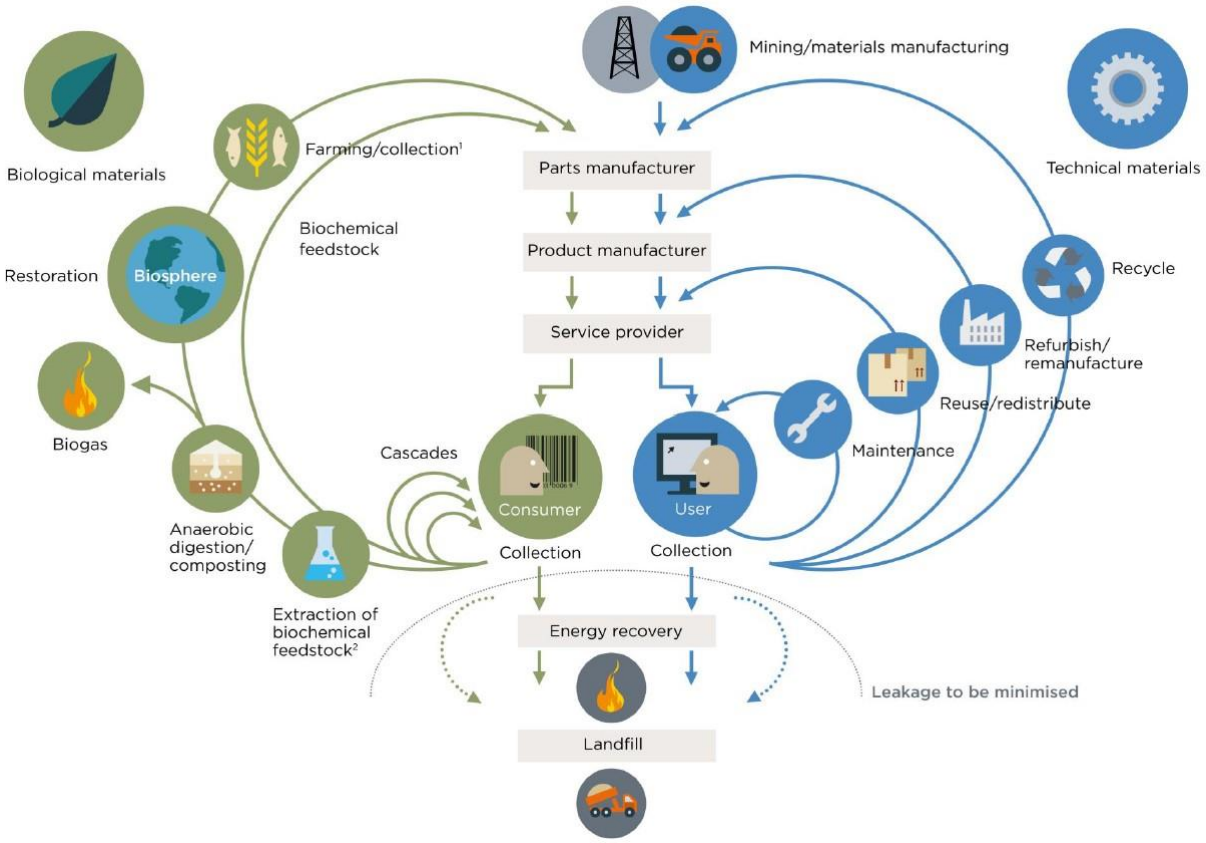



Figura 5. Ciclo natural y tecnológico en Economía Circular [78]

Al diseñar productos teniendo en cuenta la durabilidad y la reparabilidad, la economía circular busca alargar la vida útil de los bienes, reduciendo la frecuencia de los reemplazos y, en consecuencia, minimizando los residuos generados. Además, redefine el concepto de residuo en el marco de la economía circular. En lugar de considerar los materiales como inútiles al fin de la vida útil de un producto, el enfoque circular los considera como recursos valiosos que pueden recuperarse, reutilizarse, remanufacturarse, o reciclarse [25].

La fundación Ellen Mac Arthur, en el documento "*Towards the Circular Economy: A Business Rationale for an Accelerated Transition*" [78], señaló tres principios fundamentales de la economía circular:

- Preservar y mejorar el capital natural controlando reservas finitas y equilibrando los flujos de recursos renovables.
- Optimizar los rendimientos de los recursos, distribuyendo productos, componentes y materias primas con su utilización máxima en todo momento, tanto en ciclos técnicos, como biológicos.
- Promover la eficacia de los sistemas detectando y eliminando del diseño los factores externos negativos.

La reutilización de materiales es un principio fundamental en la economía circular, enfatizando la importancia de mantener los productos y materiales en uso durante el mayor tiempo posible. Esto implica diseñar productos que se puedan desmontar fácilmente y componentes que se puedan reutilizar en la misma o nuevas aplicaciones.

El reciclaje desempeña un papel crucial en la economía circular al cerrar el círculo de los flujos de materiales. En lugar de ser desechados como residuos, los materiales se recogen, se procesan y reintroducen en el ciclo de producción. El proceso de reciclaje no sólo conserva los recursos, sino que también reduce el consumo de energía y los efectos negativos asociados con la extracción de las materias primas. Los principios de la economía circular impulsan las innovaciones en las tecnologías de reciclaje, con el objetivo de hacer que el proceso sea más eficiente y económicamente viable.

La eficiencia de los materiales es una estrategia destacada dentro de la economía circular. Dos aspectos relativos a los recursos naturales son de alta relevancia en la actualidad: materiales críticos y materiales reciclados [79].

La actividad humana y el consumo de productos cada vez mayor, hace que la demanda de materias primas sea exacerbada, intensificando la extracción y el uso de los recursos naturales en todo el mundo. El modelo lineal conlleva que estos recursos pierdan valor, se degraden, se agoten o generen residuos. Esto genera la reducción en la cantidad de determinados recursos naturales y materiales disponibles, que se presentan ahora de forma escasa, aumentando los precios y favoreciendo la elevada dependencia hacia un limitado número de países o empresas disponentes o productores del determinado recurso. Estas materias primas, que presentan riesgo de suministro y elevada importancia económica han sido catalogadas por la Unión Europea como materiales críticos [80], [81], [34].

A su vez, el modelo lineal tiene como paso final la generación de residuos y desechos, lo que significa millones de toneladas de materiales perdidos que podrían haber sido regenerados y contar con otra vida útil, ya sea mediante reparación, reutilización o mediante reciclado.

La economía circular promueve un uso responsable y racional de los recursos naturales. Una de las primeras vías, es fomentar el empleo de materiales reciclados, con el fin de prevenir la generación de residuos, y preservar los recursos naturales. La utilización de materiales reciclados aporta grandes beneficios medioambientales. Para la mayor parte de los materiales, la producción primaria es la etapa de mayor consumo de energía. El reciclaje presenta menores consumos de energía por lo que también debería suponer una fuerte motivación económica. Conviene destacar que la utilización de materiales reciclados comienza con la etapa de diseño, no sólo para escoger materiales de origen reciclado con el fin de reducir el consumo de materia prima para la fabricación, sino para aumentar la durabilidad, posibilitar la reutilización de componentes o facilitar el reciclaje de estos al final de la vida útil del producto.

### 2.1.3. Marco europeo

#### *2.1.3.1. Marco legislativo del diseño ecológico*

El marco legislativo para el diseño ecológico en la Unión Europea se basa en la necesidad de considerar el medio ambiente en el proceso de diseño y minimizar el impacto negativo del diseño sobre el medio ambiente. La Unión Europea generó un marco regulatorio para el diseño ecológico y el

etiquetado energético, que incluye la Directiva 2009/125/CE [82] del Parlamento Europeo y del Consejo. Esta directiva sobre diseño ecológico estableció un marco normativo para el establecimiento de requisitos de diseño ecológico, donde ya se indicaban directrices para un diseño encaminado a la reutilización y reciclado, e instauró "un marco para el establecimiento de requisitos de diseño ecológico aplicables a productos relacionados con la energía". La Directiva de Ecodiseño es el principal instrumento regulatorio en la UE para dirigir las fases de diseño y ciclos de vida de los productos con mejoras continuas [83], [84]. También se promulgó el Reglamento (UE) 2017/1369 [85] del Parlamento Europeo y del Consejo, por el que se establece un marco para el etiquetado energético y deroga la Directiva 2010/30/UE.

Los distintos productos a los que va dirigida esta directiva se ordenaron por lotes, y para cada uno de ellos se desarrollaron regulaciones específicas, en el que se indicaban los requerimientos completos que debe reunir cada grupo de productos.

Además, más recientemente, La Unión Europea ha establecido un marco legislativo para productos sostenibles, que incluye una propuesta de Reglamento sobre diseño ecológico de productos sostenibles, presentada por la Comisión Europea el 30 de marzo de 2022 [86]. Este Reglamento tiene como objetivo establecer un marco general para el establecimiento de requisitos de diseño ecológico para productos sostenibles y derogar la normativa actual que sólo se centra en productos relacionados con la energía.

Anteriormente, la Directiva de Diseño Ecológico se centraba en la eficiencia energética durante la fase de uso del producto, pero su alcance se está ampliando a la "circularidad", lo que implica objetivos ambientales más ambiciosos, como ampliar los ciclos de vida, reutilizar materiales y productos, reciclar y reducir tanto el uso de materiales vírgenes como la generación de residuos [87], [88].

#### *2.1.3.2. Tendencias legislativas en economía circular*

En diciembre de 2014 [89], la Comisión Europea tomó la decisión de definir un marco de actuación para generar sistemas de producción más circulares. Se comprometió a establecer una metodología de trabajo horizontal –un enfoque integrado en numerosas áreas y niveles de políticas– para presentar un nuevo paquete que abarcase no sólo objetivos de reducción de residuos, sino todo el ciclo económico.

Así, la Unión Europea se comprometía en promover una economía circular mediante la aplicación de diversas medidas. La primera de ellas fue la adopción de un Plan de Acción para la economía circular en diciembre de 2015 [26], que incluía 54 medidas destinadas a avanzar en la transición hacia una economía circular en los siguientes 5 años. Estas medidas afectaron a diferentes etapas del ciclo de vida de los productos y se centraron en cinco áreas prioritarias de actuación: plásticos, desperdicio alimentario, materias primas críticas, construcción y demolición, y biomasa y productos de base biológica.

En enero de 2017 y marzo de 2019, la Comisión Europea publicó informes sobre la aplicación del plan de acción para la economía circular [90], donde vienen recogidas las diferentes acciones llevadas a cabo por la Comisión para la adopción de dicho plan.

A lo largo de 2019 y 2020, y en línea con el *Pacto Verde Europeo* (European Green Deal) [27], [91], la Comisión Europea trabajó en un nuevo plan de acción para la economía circular, orientado principalmente a sectores con consumo intensivo de recursos: textil, construcción, electrónica y plásticos. Este nuevo plan de acción está basado en el anterior, pero en vez de estar enfocado hacia la reciclabilidad, se orienta más hacia la prevención de la generación de residuos. Así, en marzo de 2020, la Comisión Europea publicó un nuevo paquete de 35 medidas para la economía circular [86] Las principales iniciativas de este paquete se muestran en la Figura 6.




Figura 6. Iniciativas del paquete de acción de economía circular [86]

Los beneficios que se espera obtener de estas iniciativas se pueden desglosar en cuatro bloques [92]:

- Para los consumidores
  - Productos con mayor vida útil
  - Ahorros de energía, recursos y costes
  - Mayor información para tomar decisiones sostenibles
- Para el medio ambiente
  - Reducción de impactos ambientales en toda la cadena de valor
  - Eliminación de productos contaminantes

- Para las empresas
    - Reducción de costes administrativos y legislativos
    - Aumento de la competitividad
    - Garantizar la igualdad de condiciones
- Para la economía
    - Desacoplar el crecimiento económico del consumo de energía y recursos
    - Aumentar la resistencia frente a "shocks" externos
    - Reducir la dependencia del exterior
    - Fortalecer el mercado de materias primas recicladas

#### *2.1.3.3. Programas marco en investigación e innovación*

La Unión Europea ha establecido varios programas marco en investigación e innovación con el objetivo de promover el desarrollo sostenible en diversos sectores. Sin duda, el programa ***Horizon Europe***, es el programa principal y más ambicioso de la UE para financiar la investigación e innovación en Europa durante el periodo 2021-2027. *Horizon Europe* cuenta con el presupuesto considerable de 95.500 millones de euros y tiene como objetivo abordar una amplia gama de desafíos, incluido el desarrollo sostenible, la acción por el clima y la transición hacia una economía circular. Se estructura en torno a tres pilares principales: Ciencia Excelente, Retos globales y competitividad industrial, y Europa innovadora. El programa *Horizon Europe* establece 5 misiones, todas ellas de alto interés social y económico para la Unión Europea: cáncer, adaptación al cambio climático incluyendo la transformación social, agua y océanos, ciudades inteligentes y climáticamente neutras y salud del suelo y los alimentos. Cuatro de las cinco misiones están relacionadas con aspectos de sostenibilidad ambiental, y más del 35% de los fondos están destinados a la lucha contra el cambio climático.

Cabe destacar que, aunque el ***European Green Deal*** no es estrictamente un programa de financiación de investigación e innovación, es una iniciativa integral de la UE para hacer que la economía europea sea más sostenible y neutral en carbono para 2050. Incluye un plan de inversiones para movilizar recursos financieros hacia proyectos sostenibles, así como iniciativas de investigación e innovación para impulsar la conocida transición verde.

Así mismo, tras la crisis sanitaria ocasionada por la pandemia de COVID-19 y en respuesta a ella, surgió un programa de recuperación y resiliencia lanzado por la Unión Europea. Los fondos ***NextGenerationEU*** (un instrumento temporal de 750.000 millones de euros para impulsar la recuperación y reconstruir Europa tras la pandemia), aunque no se trate tampoco de un programa específico de investigación e innovación, tiene como objetivo principal impulsar la economía europea y promover la recuperación sostenible a través de una serie de inversiones en diversas áreas, incluida la investigación, la innovación y la transición hacia una economía verde. Dentro del marco de *NextGenerationEU*, se destinan fondos significativos para la financiación de proyectos de investigación e innovación que aborden desafíos clave, como la mitigación del cambio climático, la adaptación a los impactos ambientales y la promoción de la innovación tecnológica en sectores estratégicos.

## 2.2. Herramientas de ecodiseño

Existe una gran cantidad de herramientas de ecodiseño para apoyar a los diseñadores durante las diferentes etapas del diseño de un producto. La variedad de herramientas abarca desde formas muy simples y genéricas, hasta herramientas complejas, cuantitativas y que requieren mucho tiempo para su ejecución. Muchas de estas herramientas, dan como resultado la cuantificación del impacto ambiental. Sin embargo, muchas realizan un análisis cualitativo, a partir del cual solo se presenta una forma general de recomendaciones para mejorar la situación existente. Estas herramientas se pueden clasificar en cuatro categorías [93]:

- Directrices o estándares
- Listas de verificación
- Herramientas comparativas
- Métodos analíticos

Sin lugar a duda, el Análisis de Ciclo de Vida es el método más utilizado para el ecodiseño [94]. Proporciona datos cuantitativos sobre el impacto ambiental de un producto a lo largo de su ciclo de vida, desde la cuna (la extracción y producción de materiales) hasta la tumba (el final de su vida útil) para varios indicadores ambientales [95]. Sin embargo, se requieren muchos datos para llevar a cabo un proceso completo de ACV [96].

En este apartado, se explicará detalladamente en qué consiste el Análisis de Ciclo de Vida, cuáles son las etapas que deben llevarse a cabo para la realización de un ACV adecuadamente, así como las metodologías de cálculo, bases de datos y herramientas software más empleadas en la actualidad.

### 2.2.1. El Análisis de Ciclo de Vida (ACV)

Una vez se empezó a considerar el criterio medioambiental como un aspecto más a considerar en la fase de diseño, comenzaron a surgir herramientas de ecodiseño que facilitasen la valoración del impacto ambiental que los productos o sistemas generan en el medio ambiente. La más competa de todas, y por tanto, la más utilizada en todos los ámbitos científico y técnico, es el Análisis de Ciclo de Vida [97].

El Análisis de Ciclo de Vida es una poderosa herramienta en el ámbito de la sostenibilidad, proporcionando un marco metodológico y riguroso para evaluar los impactos ambientales de los productos y procesos. Consiste en considerar todos los impactos ambientales a lo largo de todo el ciclo de vida de un producto, desde la extracción de materias primas, hasta la eliminación al final del ciclo de vida. EL ACV se ha convertido en una herramienta inestimable para guiar los procesos de toma de decisión, fomentar prácticas sostenibles y abordar la compleja interacción entre las actividades humanas y el medio ambiente [98], [99].

En el centro de la Evaluación del Ciclo de Vida está su capacidad de ofrecer una perspectiva holística (de la cuna a la tumba) sobre los productos y procesos. Esto significa que el ACV abarca todo el ciclo de vida, desde la extracción y el procesamiento de las materias primas, hasta la fabricación, distribución, uso y, finalmente, eliminación o reciclaje. Al considerar cada etapa de la vida de un producto, el ACV captura una comprensión amplia de las implicaciones ambientales asociadas con cada fase.

En las fases incluidas en el Análisis de Ciclo de Vida podemos encontrar:

- Extracción de materias primas: el ACV comienza examinando la extracción de materias primas. Esto implica evaluar el impacto ambiental de las actividades mineras o de recolección, incluyendo los cambios en el uso de la tierra, la alteración del hábitat, la energía requerida o la disponibilidad de los recursos.
- Producción y fabricación: a medida que los materiales pasan de su forma elemental a productos terminados, el ACV evalúa tanto el consumo de energía, las emisiones y los residuos generados durante los procesos de fabricación. Esta etapa es fundamental para identificar oportunidades que permitan mejorar la eficiencia y reducir las cargas ambientales.
- Distribución y uso: el ACV extiende su análisis al transporte y distribución de productos, considerando la energía gastada y las emisiones generadas a lo largo de la cadena de suministro. Además, examina la fase de uso para comprender el consumo de energía (u otros materiales auxiliares) durante el funcionamiento del producto, y los posibles impactos ambientales asociados con el mantenimiento.
- Gestión del final de la vida útil: el destino final de un producto es un enfoque clave en el ACV. Evalúa las consecuencias ambientales de los métodos de eliminación, que pueden ser varios, como el depósito en vertederos, la incineración o el reciclaje.

Si bien el ACV ofrece un marco sólido para las evaluaciones de sostenibilidad, no está exento de desafíos. La precisión de los datos, los límites del sistema y la complejidad de las interconexiones dentro de las etapas del ciclo de vida son algunos de ellos.

### 2.2.2. Fases del Análisis de Ciclo de Vida

Al tratarse de un enfoque metodológico, a mediados de los años 90 se publicaron los estándares de la serie ISO 14000, un conjunto de normas que cubre aspectos del ambiente, de productos y organizaciones. Actualmente, está vigente la tercera edición, publicada en el año 2015. En lo que a Análisis de Ciclo de Vida se refiere, la norma ISO 14040: Gestión ambiental – Evaluación del Ciclo de Vida – Principios y marco de referencia [7] y la norma ISO 14044: Gestión ambiental – Análisis del Ciclo de Vida – Requisitos y directrices [8], establecen los requisitos mínimos para su realización. En estas normas, se establecen las cuatro etapas que debe incluir un ACV. Pese a que los pasos para la realización de un ACV están bien definidos, es posible realizar ACV simplificados, en aquellos casos en los que no se necesite una alta precisión de los resultados, o si es necesario realizarlos de forma rápida.

1) **Definición de objetivos y alcance.** Entre ellos, es necesario definir:
    - Objetivo del ACV: en él se establecen las razones que llevan a la realización del estudio, así como la aplicación prevista del mismo, como puede ser la comparación entre dos o más productos de función similar, o la determinación de conclusiones que puedan derivar en opciones de mejora sobre el sistema evaluado.
    - Alcance del sistema: se definirá la amplitud, profundidad y el nivel de detalle necesarios para alcanzar los objetivos propuestos.
    - Unidad funcional: es necesario definir una unidad que permite referenciar las entradas y salidas del sistema. Esta definición será especialmente crítica en aquellos ACV destinados a la comparación entre diferentes sistemas.
    - Límites del sistema: en él se definen los procesos unitarios incluidos en el sistema. Aunque lo ideal sería definir todas y cada una de las entradas y salidas, en ocasiones es posible dejar fuera de los límites del sistema aquellos procesos que, por su naturaleza, no influyen de forma notable en los resultados del estudio, o en su defecto, no puede actuarse sobre el mismo, por lo que no constituye un elemento de mejora.
2) **Análisis del Inventario de Ciclo de Vida.** Una vez establecidos los objetivos y el alcance del sistema de estudio, es necesario recopilar toda la información relativa al producto, lo que se conoce como el Inventario de Ciclo de Vida (ICV). En él se incluyen:
    - Las entradas de energía, materia prima, entradas auxiliares y otras entradas físicas.
    - Los productos, coproductos y residuos.
    - Las emisiones al aire, los vertidos al agua y suelo.
    - Otros aspectos ambientales.
3) **Evaluación del Impacto de Ciclo de Vida.** Una vez definidas todas las entradas y salidas del sistema y seleccionada la metodología de cálculo, es necesario realizar una asignación de estos datos con los valores unitarios de impacto caracterizados en la base de datos. De esta forma, será posible realizar el cálculo del impacto ambiental total del producto objeto del Análisis de Ciclo de Vida.

    En esta fase es necesaria una revisión de los resultados obtenidos del cálculo del impacto ambiental. En ocasiones, en la definición del alcance y los límites del sistema se realizan simplificaciones, suposiciones u omisiones (ya sea por facilitar el cálculo o por el desconocimiento de los datos). También es posible que no se disponga de una base de datos de impacto ambiental lo suficientemente completa o que los datos sean de mala calidad. Es por ello necesario realizar un cálculo iterativo donde se evalúe la influencia de dichas suposiciones en el resultado final.
4) **Interpretación del Ciclo de Vida.** Finalmente, y de acuerdo con los objetivos definidos al inicio del ACV, se realiza una serie de conclusiones derivadas de los resultados obtenidos, explicando las limitaciones y propiciando recomendaciones que puedan ilustrar a quienes toman decisiones.

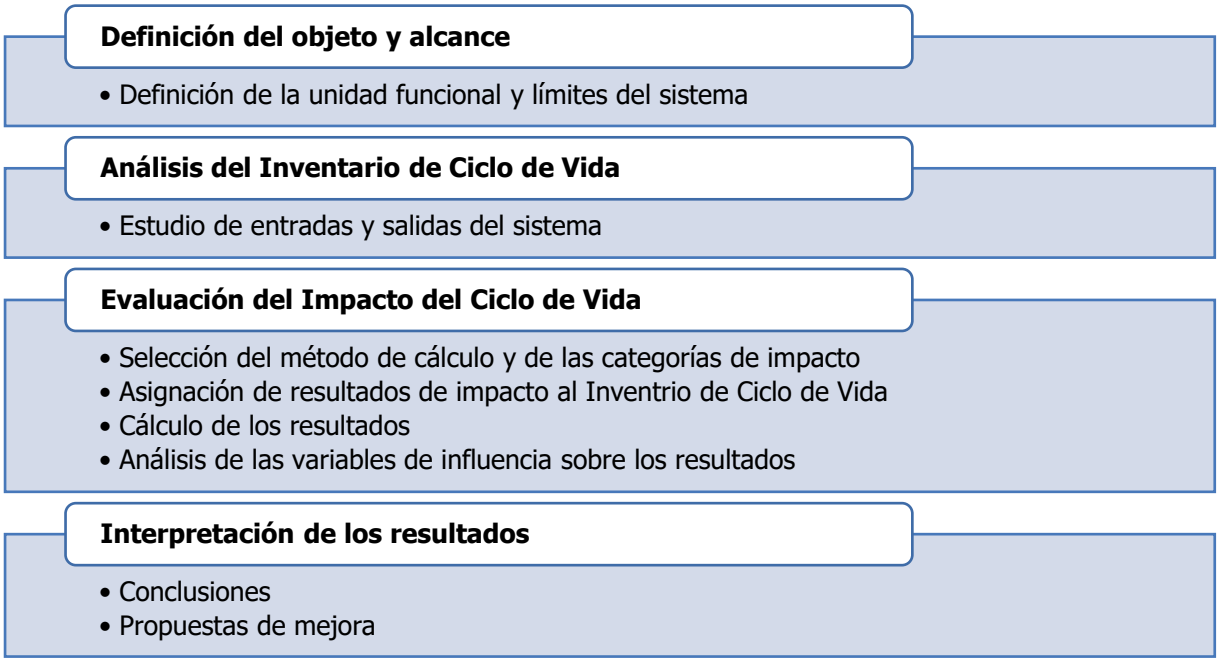



Figura 7. Fases para la realización del Análisis de Ciclo de Vida

### 2.2.3. Metodologías de cálculo

Las metodologías de cálculo del impacto ambiental son herramientas y enfoques sistemáticos utilizados para evaluar y cuantificar los efectos que diversas actividades humanas pueden tener sobre el medio ambiente. Estas metodologías suelen emplearse especialmente en el contexto de la realización de un Análisis de Ciclo de Vida.

Estas metodologías de valoración representan diversas formas de analizar exhaustivamente la información contenida en el Inventario de Ciclo de Vida, con el objetivo de proporcionar uno o varios indicadores de impacto ambiental. La distinción principal entre las diferentes metodologías radica en su clasificación como metodología *midpoint* o metodología *endpoint*. La primera de ellas ofrece múltiples indicadores de impacto ambiental, mientras que la segunda, produce un único valor agregado facilitando su interpretación, aunque potencialmente perdiendo detalle y objetividad.

Cada metodología de valoración está fundamentada en criterios específicos de cálculo, con formulaciones propias, factores de conversión definidos, alcances y suposiciones particulares. Generalmente, son desarrolladas por paneles de expertos encargados de establecer los procedimientos de ponderación de las cargas ambientales para generar los indicadores de impacto ambiental.

Los resultados obtenidos pueden presentarse como evaluaciones globales o desglosarse en diferentes categorías de impacto, como efectos carcinogénicos o huella de carbono, entre otras. Cada metodología de cálculo adoptará su enfoque para abordar una misma categoría. Es importante destacar que al emplear distintas metodologías, aunque se analice la misma categoría, los resultados pueden

variar significativamente. Además, la elección de las cargas ambientales consideradas dependerá del tipo de categoría o impacto ambiental bajo estudio.

Algunas metodologías se enfocan exclusivamente en ponderar ciertas cargas ambientales, como es el caso de la huella de carbono, que se concentra únicamente en las emisiones de gases de efecto invernadero. Esto puede resultar en un análisis sesgado al no contemplar otras cargas. Por ende, es esencial comprender el proceso de ponderación de la metodología de cálculo utilizada para garantizar que la evaluación del impacto ambiental abarque todas las categorías relevantes.

Aunque existen diversas metodologías, a continuación, se exponen las características dos de las más reconocidas y utilizadas en el ámbito técnico y científico respectivamente.

*a) Metodología ReCiPe 2016*

La metodología ReCiPe 2016 [51], es una metodología de cálculo de impacto ambiental desarrollada por la Universidad de Delft con el objetivo principal de proporcionar una herramienta robusta para la evaluación del impacto ambiental, especialmente dirigida a diseñadores. Representa una evolución de la metodología ReCiPe, que a su vez se basaba en la metodología EcoIndicator 99.

El método de evaluación genera un único índice que cuantifica el daño ambiental, pero también permite desglosar los resultados en diferentes categorías, hasta 17 diferentes [52]. Estas categorías se refieren a tres grupos principales de daño: Salud Humana, disponibilidad de los Recursos, y Medio ambiente, y que se miden en unidades intermedias específicas. Por ejemplo, los daños a la salud humana se cuantifican como la reducción de años de vida ajustados por la discapacidad o DALYs (Disability adjusted life years). Los daños al ecosistema reflejan la pérdida de especies en el ecosistema, que se miden en términos de "especies·año". La disminución de los recursos naturales se presenta como la inversión económica futura necesaria para obtener los mismos recursos naturales y combustibles fósiles desde fuentes con una menor concentración. Estos se miden en términos de "$" [52].

Después de la caracterización de cada categoría de impacto, se lleva a cabo un proceso de ponderación que permite obtener los resultados en una unidad de medida común, los puntos. Por tanto, los resultados de cada una de las categorías pueden ser evaluados en la medida de puntos, igual que el resultado total. Esto facilita la interpretación por parte de los usuarios al tratarse de una única métrica que engloba los potenciales daños en diferentes categorías de impacto.

*b) Metodología CML-IA*

El método CML [53], desarrollado por la Universidad de Leiden, se fundamenta en una matriz de factores de caracterización que abarcan diversas sustancias, permitiendo la obtención de resultados de impacto ambiental para cada categoría de cálculo de manera individualizada. Estos resultados se conocen como *midpoint* [51]. Las cargas ambientales contempladas incluyen:

Tabla 2. Categorías de impacto CML-IA baseline y sus daños

| Categoría de impacto | Abreviatura | Unidades | Daños |
|---|---|---|---|
| Abiotic depletion | ADPe | kg Sb eq. | Agotamiento de minerales |
| Abiotic depletion (fossil fuels) | ADPf | MJ | Agotamiento de combustibles fósiles |
| Global warming (GWP100a) | GWP | kg$CO_2$ eq. | Cambio climático calculado a 100 años |
| Ozone layer depletion | ODP | kg CFC-11 eq. | Disminución de la capa de ozono |
| Human toxicity | HTP | kg 1,4-DB eq. | Efecto de sustancias tóxicas en seres humanos |
| Fresh water aquatic ecotoxicity | FAETP | kg 1,4-DB eq. | Efectos de las sustancias tóxicas en ecosistemas acuáticos |
| Marine aquatic ecotoxicity | MAETP | kg 1,4-DB eq. | Efectos de las sustancias tóxicas en ecosistemas marinos |
| Terrestrial ecotoxicity | TETP | kg 1,4-DB eq. | Efectos de las sustancias tóxicas en ecosistemas terrestres |
| Photochemical oxidation | POCP | kg $C_2H_4$ eq. | Formación de componentes reactivos |
| Acidification | AP | kg $SO_2$ eq. | Acidificación sobre el suelo, agua y ecosistemas |
| Eutrophication | EP | kg $PO_4^{3-}$ eq. | Efectos de la excesiva cantidad de nutrientes en aire, suelo y agua |

Esta metodología ofrece resultados objetivos y desglosados por categorías, lo que permite un análisis detallado del impacto ambiental, identificando las emisiones y los daños específicos. Esto conlleva un alto valor científico. No obstante, su aplicación práctica en procesos de diseño resulta poco factible. La necesidad de comparar múltiples categorías de resultados para obtener conclusiones dificulta y retrasa el proceso de diseño.

### 2.2.4. Bases de datos

Las bases de datos desempeñan un papel fundamental en el Análisis de Ciclo de Vida. Estos repositorios son la fuente principal de datos utilizada por los programas de software especializados, permitiendo la extracción de datos para su posterior procesamiento mediante el método de evaluación de impacto deseado, lo que culmina en la generación de indicadores de impacto ambiental.

La precisión y fiabilidad de los resultados se ven influidas por la calidad y el nivel de detalle de las bases de datos. Si bien las bases de datos extensas y ricas en información facilitan la realización de cálculos detallados y precisos, su gestión puede ser compleja debido a la gran cantidad de información involucrada.

La elección de la base de datos adecuada es una tarea de gran importancia en la evaluación del impacto ambiental. Las bases de datos con un alcance limitado pueden carecer de la amplitud necesaria para evaluar completamente el impacto ambiental de un sistema específico, mientras que las

bases de datos más generales, como Ecoinvent, pueden contener una cantidad abrumadora de información, lo que dificulta su utilización, especialmente para aquellos usuarios que no están familiarizados con este tipo de datos de alto contenido ambiental. Los estudios han demostrado las dificultades y limitaciones objetivas del uso de bases de datos, como la falta de transparencia del origen de los datos o la inadecuación de los datos a las condiciones del proyecto [37], [100], [101], [102].

Entre las bases de datos más reconocidas, destaca la base de datos de Ecoinvent [103], una de las más utilizadas a nivel internacional en la actualidad. Contiene un amplio conjunto de datos caracterizados que cubren una amplia gama de sectores industriales y geografías, además de contar una extensa documentación. Gabi [104] es otra base de datos muy popular, que ofrece datos detallados sobre los impactos ambientales de materiales, procesos y productos, siendo utilizada de forma genérica en diversos sectores industriales.

### 2.2.5. Softwares para el cálculo del impacto ambiental

Una variedad de programas especializados son empleados en la realización del Análisis del Ciclo de Vida (ACV). Estos programas, compuestos esencialmente por bases de datos que almacenan información detallada sobre materiales y procesos, y metodologías de valoración para calcular el impacto ambiental. Estos softwares actúan como interfaces esenciales para los realizadores de ACV, simplificando la labor.

Estos programas toman el inventario del producto o proceso como entrada, que luego se relaciona con las bases de datos, generando así un Inventario de Ciclo de Vida. Este ICV proporciona una visión completa de las entradas y salidas del sistema a lo largo de todo el ciclo de vida del producto. Una vez establecido el ICV, se procesan los datos mediante el empleo de métodos de cálculo para obtener un resultado de impacto ambiental.

Según el software utilizado, la complejidad del análisis puede variar. Los softwares profesionales específicos para la valoración de impacto ambiental ofrecen una gama diversa de métodos de cálculo y bases de datos para su aplicación, además de la capacidad de generar gráficos e informes de forma automática.

Entre los programas profesionales más reconocidos se encuentran SimaPro y Gabi. SimaPro, fue creado en 1990 y en la actualidad es el software para el cálculo del impacto ambiental más reconocido y empleado en todo el mundo. Dispone de gran cantidad de métodos de cálculo y bases de datos [50].

Sin embargo, cabe destacar, que la complejidad en el manejo es notable. La gran cantidad de información ambiental presente en las bases de datos, y el manejo de diversos métodos de cálculo requieren un conocimiento especializado en materia ambiental para su correcto uso.

## 2.3. Materias Primas Críticas para la Unión Europea

Como parte de la estrategia más amplia de la Unión Europea hacia una economía circular, se hace cada vez más hincapié en el reciclaje y la gestión sostenible y eficiente de los recursos. Los esfuerzos para desarrollar tecnologías que permitan el reciclaje y la recuperación de los materiales a partir de los productos al final de su vida útil son cada vez mayores. La Unión Europea, además, ha puesto especial atención a aquellos materiales considerados críticos, debido a su importancia estratégica y a su relativa escasez.

El interés por estas Materias Primas Críticas (CRM, por su acrónimo en inglés), no es exclusivo de la Unión Europea, sino que es una prioridad a nivel global. Sin embargo, las estrategias planteadas son diferentes en las distintas partes del mundo [105], [106].

La Unión Europea reconoce la importancia de los CRM para su transición hacia una economía más sostenible. Estos recursos son fundamentales para el desarrollo de tecnologías limpias y energía renovables, que son componentes clave de la estrategia europea para abordar el cambio climático y promover la descarbonización [31]. Desde el año 2008, se puso en marcha la Iniciativa Europea sobre materias primas (Critical Raw Material Act) [107], que implementa iniciativas y políticas para diversificar sus fuentes de aprovisionamiento, promover la eficiencia en el uso de recursos y fomentar la investigación y la innovación en tecnologías alternativas [108].

Para ello, una de las principales acciones fue elaborar un listado de materiales críticos para la Unión Europea. Las materias primas críticas, son materiales esenciales para diversos sectores industriales y que desempeñan un papel crucial en el desarrollo económico de la Unión Europea. Reconociendo la importancia estratégica de determinados minerales y metales, la Unión Europea identifica esta lista de materias primas fundamentales, que consideran vitales para el bienestar económico y la competitividad de la Unión Europea. Así, desde la primera publicación del listado en el año 2011 [32], la Comisión evalúa periódicamente las materias primas estratégicas y recopila en un listado aquellas que combinan gran importancia para la economía de la UE y para las que existe un alto riesgo de suministro.

Los principales desafíos a los que se enfrenta la cadena de suministro, y por los cuales se ha puesto especial atención respecto a estos materiales críticos, son la dependencia global de estos materiales y las preocupaciones en los que a sostenibilidad se refiere. La dependencia de la Unión Europea hacia un limitado número de países para el suministro de ciertos materiales crea vulnerabilidades, especialmente cuando las tensiones geopolíticas o las interrupciones comerciales afectan a la disponibilidad de estos materiales. Así mismo, algunos CRM enfrentan desafíos relacionados con su extracción y procesamiento, así como la escasez entre los recursos disponibles [109]. La utilización eficiente de los recursos escasos, el abastecimiento sostenible y prácticas mineras responsables son fundamentales para abordar estos desafíos.

Las tendencias actuales en cuanto a la gestión eficiente de los recursos se centran en desarrollar materiales, tecnologías y procesos alternativos que puedan reducir la dependencia de las materias primas críticas. Esto incluye la exploración de materiales sustitutos, la mejora de la eficiencia de extracción y el avance de las técnicas de reciclaje [108].

La Unión Europea sugiere a su vez que las industrias adquieran un mayor conocimiento sobre la utilización de materias primas críticas en sus productos o procesos por diversas razones, fundamentalmente relacionadas con la seguridad de suministro, la competitividad económica y la sostenibilidad ambiental. Estas sugerencias se basan en la comprensión de que ciertos materiales son esenciales para la fabricación de productos clave y que su disponibilidad puede verse amenazada por factores geopolíticos, fluctuaciones en la oferta y demanda y preocupaciones ambientales.

Existen normas y estándares que señalan la relevancia de cuantificar o identificar cualitativamente el contenido en materiales críticos en diversos productos. Estas normas son herramientas esenciales para las industrias y organizaciones que buscan evaluar y gestionar el uso de materias primas críticas en sus operaciones.

La forma que tiene la Comisión Europea de evaluar la criticidad de un material es sistemática. Está basada en una metodología propia que fue presentada primero en el año 2011 [32], y después actualizada y presentada en el año 2023 [33]. Las fórmulas y los métodos para evaluar cada aspecto pueden consultarse en el documento original, donde se presenta la forma de evaluar los diferentes aspectos que intervienen en el cálculo de la Importancia Económica y el Riesgo de Suministro [81].

- El parámetro sobre la **importancia económica (IE)** tiene por objeto proporcionar información sobre la importancia de un material para la economía de la UE en términos de aplicaciones de uso final y el valor añadido (AV) de los sectores manufactureros correspondientes de la UE. La importancia económica se corrige mediante el índice de sustitución (SIEI) relacionado con el rendimiento técnico y de costes de los sustitutos para aplicaciones individuales.
- El parámetro sobre el **Riesgo de Suministro (RS)** refleja el riesgo de la interrupción del suministro del material en la UE. Se basa en la concentración de la oferta primaria de los países productores de materias primas, teniendo en cuenta su desempeño en materia de gobernanza y aspectos comerciales. En función de la dependencia de las importaciones de la UE, se tienen en cuenta proporcionalmente los dos conjuntos de países productores: los proveedores mundiales y los países en los que la UE obtiene las materias primas. El Riesgo de Suministro se mide en la fase de "cuello de botella" del material (ya sea extracción o transformación), es decir, aquella fase que presente el mayor riesgo de suministro para la UE. La sustitución y el reciclaje se consideran medidas de reducción de riesgos.

Por medio de estos dos indicadores (Importancia Económica y Riesgo de Suministro), la Comisión Europea establece qué materiales, de entre todos los evaluados, pueden ser considerados

críticos por presentar tanto una alta Importancia Económica, como un alto Riesgo de Suministro. Esta evaluación se realiza de forma sistemática y periódica, con el fin de adecuarse a la evolución del mercado y la situación geopolítica del momento. Hasta ahora, y desde la publicación del primer listado en el año 2011, la lista ha sufrido 5 actualizaciones, cuyos principales hitos se resumen a continuación [110]:

- 2011 – Primera Lista [32]: se introdujo el concepto de CRM a nivel de la Unión Europea, y se incluyeron 14 elementos de un total de 41 materiales evaluados.
- 2014 – Segunda lista [111]: la lista se amplió hasta 20 elementos, de un total de 54 candidatos evaluados, haciendo un mayor énfasis en la importancia estratégica y económica.
- 2017 – Tercera lista [80]: un aumento hasta 27 elementos, de un total de 78 candidatos, refinando los criterios de evaluación y poniendo mayor atención a la sostenibilidad.
- 2020 – Cuarta lista [112]: se amplió hasta 30 elementos, de un total de 83 materiales analizados, incorporando la dimensión social y de derechos humanos en la evaluación.
- 2023 – Quinta lista [33]: de un total de 87 materiales candidatos, se identifican 32 materiales críticos y 2 estratégicos.

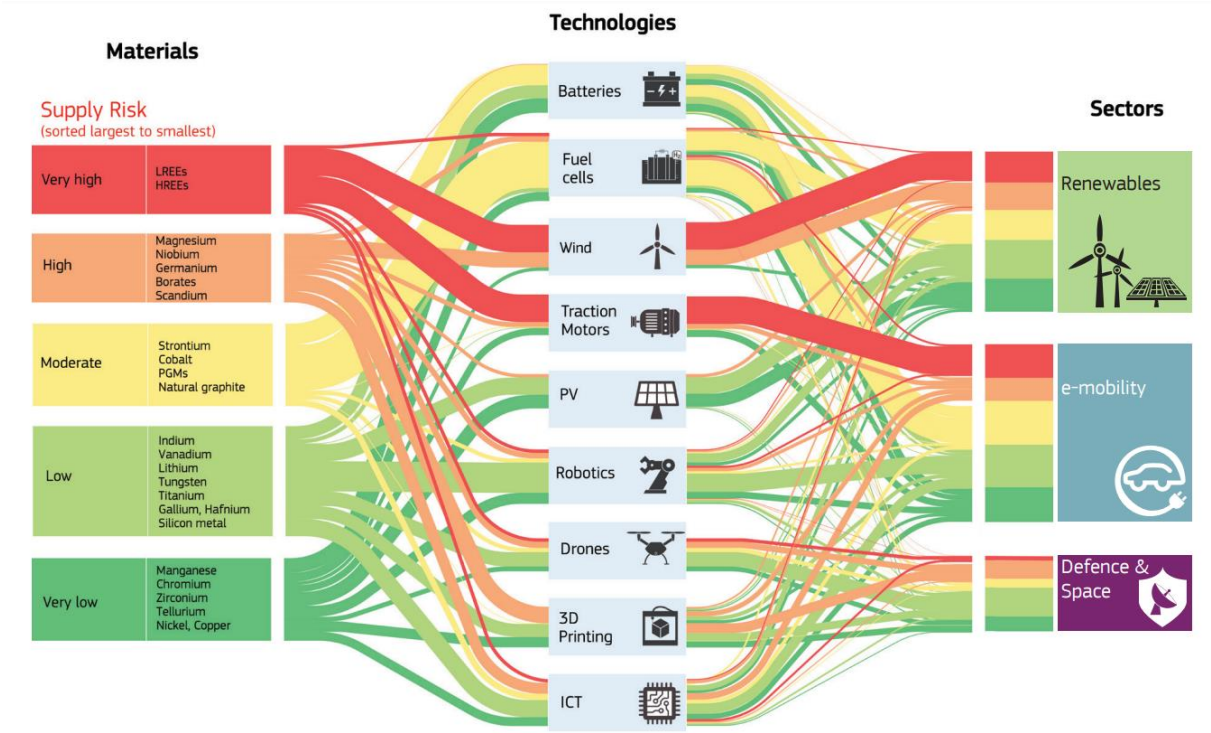



Figura 8. Representación de los flujos de materias primas y riesgos de suministro de 9 de las tecnologías y 3 de los sectores estratégicos de la UE [113]

Cabe destacar que la Comisión, en septiembre de 2020, elaboró y publicó un informe sobre materias primas para tecnologías y sectores estratégicos [113], como son:

- Electrónica y tecnología: los CRM son esenciales para la producción de dispositivos electrónicos, semiconductores y baterías. Por ejemplo, el indio y los elementos de tierras raras son fundamentales para la fabricación de electrónica avanzada y tecnologías de energía renovable.
- Sector de la automoción: materiales como el cobalto, el litio y los elementos de tierras raras son cruciales para las baterías de los vehículos eléctricos, lo que los hace esenciales para la transición hacia una movilidad sostenible y eléctrica.
- Energías renovables: muchos CRM son parte integral de la producción de tecnologías de energía renovable. Las tierras raras, por ejemplo, son vitales para la fabricación de turbinas eólicas y paneles solares.
- Aeroespacial y defensa: ciertos CRM, incluidos el tungsteno y el niobio, son indispensables en los sectores aeroespacial y de defensa para su uso en aleaciones y materiales avanzados.

Del último listado de CRM publicado, cabe destacar que fueron evaluados un total de 87 materiales, 67 materiales individuales y 3 grupos de materiales (10 heavy rare earth elements, 5 light rare earth elements y 5 platinum-group metals). Los materiales considerados son los que aparecen en la Tabla 3.

Tabla 3. Materiales evaluados en el último listado CRM para la UE (2023) [33]

| Agrupación | Materiales evaluados |
|---|---|
| **Industrial and construction minerals** | Aggregates, baryte, bentonite, borates, diatomite, feldspar, fluorspar, gypsum, kaolin clay, limestone, magnesite, natural graphite, perlite, phosphate rock, phosphorus, potash, silica sand, sulphur, talc |
| **Iron and ferro-alloy metals** | Chromium, cobalt, manganese, molybdenum, nickel, niobium, tantalum, titanium, titanium metal, tungsten, vanadium |
| **Precious metals** | Gold, silver and Platinum Group Metals (iridium, palladium, platinum, rhodium, ruthenium) |
| **Rare earths** | Heavy rare earths – HREE (dysprosium, erbium, europium, gadolinium, holmium, lutetium, terbium, thulium, ytterbium, yttrium)<br>Light rare earths – LREE (cerium, lanthanum, neodymium, praseodymium and samarium) and scandium |
| **Other non-ferrous metals** | Aluminium/bauxite, antimony, arsenic, beryllium, bismuth, cadmium, copper, gallium, germanium, gold, hafnium, indium, lead, lithium, magnesium, rhenium, selenium, silicon metal, silver, strontium, tellurium, tin, zinc, zirconium |
| **Bio and other materials** | Natural cork, natural rubber, natural teak wood, sapele wood, coking coal, hydrogen, helium, roundwood, neon, krypton, xenon |

En este último listado de CRM 2023 [33], los umbrales para los dos criterios principales de Importancia Económica (EI) y Riesgo de Suministro (SR) se mantuvieron con respecto al anterior listado en SR ≥ 1.0 y EI ≥ 2.8.

Según estos valores, 34 de los materiales se proponen como CRM, dos de ellos considerados estratégicos por no alcanzar los umbrales de EI y SR, el cobre y el níquel.

Tabla 4. Materiales críticos según último listado CRM para la UE (2023) [33]

| | | | |
|---|---|---|---|
| Aluminium/bauxite | Coking coal | Lithium | Phosphorus |
| Antimony | Feldspar | LREE | Scandium |
| Arsenic | Fluorspar | Magnesium | Silicon metal |
| Baryte | Gallium | Manganese | Strontium |
| Berylium | Germanium | Natural graphite | Tantalum |
| Bismuth | Hafnium | Niobium | Titanium metal |
| Boron/borate | Helium | PGM | Tungsten |
| Cobalt | HREE | Phosphate rock | Vanadium |
| | | Copper* | Nickel* |

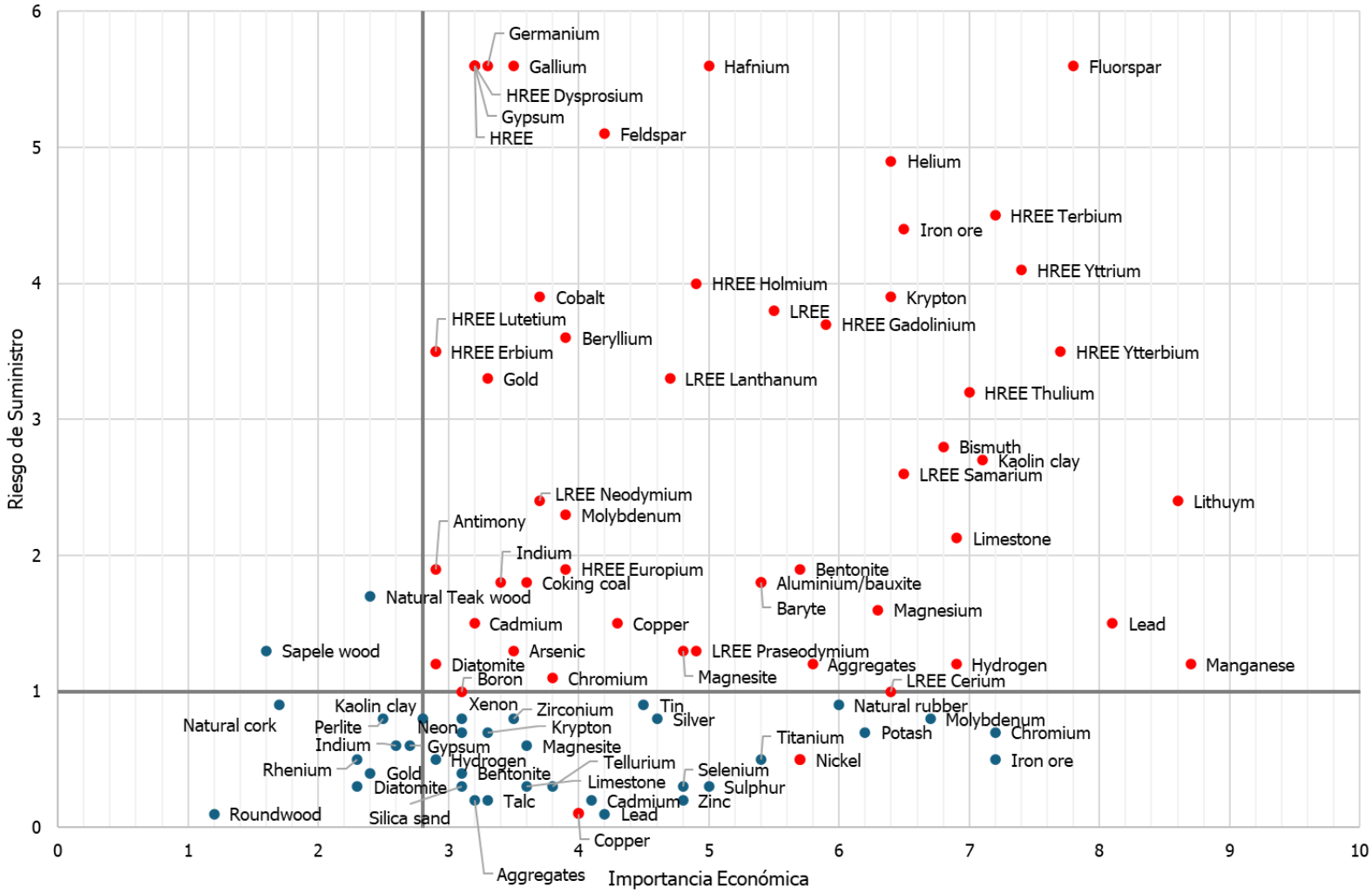



Figura 9. Materiales evaluados en el último listado de CRM para la UE (2023), según importancia económica y riesgo de suministro

## 2.4. Selección de materiales en el contexto de la economía circular

La importancia de los materiales en la economía y la industria es innegable, ya que estos son la base elemental de todos los productos que hoy en día empleamos en nuestro modelo productivo. La selección de materiales es una fase crítica en el ámbito de la ingeniería, la construcción y la fabricación [114], [115], [116]. Su importancia radica en la necesidad de identificar el material que mejor se adapta a los requisitos específicos de la aplicación, que pueden ser funcionales, económicos, logísticos o productivos. Si bien, estos han sido los principales criterios que considerar en la fase de selección de materiales, existe una tendencia cada vez mayor de considerar criterios sostenibles [117]. Si bien los factores funcionales y de coste suelen ser los criterios principales, y la literatura predominante sobre la investigación de materiales se centra en estudios técnicos y mecánicos, existe una comprensión limitada del proceso de toma de decisiones desde una perspectiva de sostenibilidad [118]. Esta falta de conocimiento suele ser una barrera importante para incorporar criterios ambientales en los procesos de selección de materiales. Sin embargo, cada vez son más los estudios que consideran la evaluación de impacto ambiental en la fase de selección de materiales [114], [115], [116], [117].

No hay que subestimar la importancia de una selección de materiales óptima en la fase de diseño, puesto que puede reducir drásticamente el impacto ambiental general de los productos. Varios autores señalan que entre el 80% y 90% de los costes económicos y ambientales de un producto se fijan en la etapa de diseño [115], [117], [119].

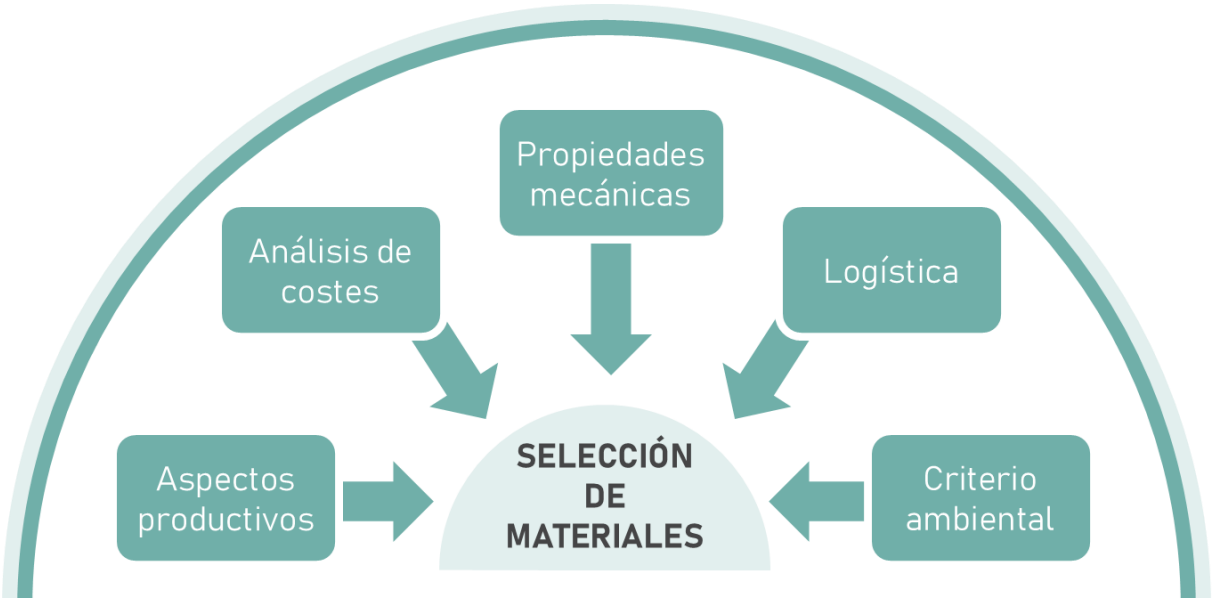



Figura 10. Criterios para la selección de materiales

Esta transición hacia la selección de materiales sostenibles viene potenciada por los problemas ambientales especialmente en lo que a gestión de residuos se refiere, no sólo por la escasez de recursos, sino también por la necesidad de evitar la generación de residuos y favorecer la recuperación, remanufactura o reciclaje de los productos, principios fundamentales de la economía circular.

En este contexto, la selección de materiales sostenibles se enmarca dentro las siguientes estrategias:

- Uno de los objetivos principales de la selección de materiales sostenibles, es **minimizar el impacto ambiental** asociado al ciclo de vida del producto. No sólo porque la producción del material en sí tenga menor impacto ambiental, sino porque su utilización favorezca las etapas del ciclo de vida del producto diseñado, como la fabricación, el uso o el fin de vida.
- Integrar factores como la **durabilidad y reciclabilidad** del material en la selección de es una estrategia clave en el contexto de la economía circular. Estos materiales pueden ser reprocesados en nuevos productos, lo que reduce la demanda de materias primas vírgenes y minimiza los residuos.
- La búsqueda de **materiales alternativos y la garantía de un abastecimiento sostenible** son fundamentales para apoyar la sostenibilidad a largo plazo y fomentar prácticas responsables en la cadena de suministro.

Tal y como se ha comentado previamente, el Análisis de Ciclo de Vida permite el cálculo del impacto ambiental de forma metódica y científica, y es una herramienta imprescindible del ecodiseño para minimizar el impacto ambiental de los productos, y por supuesto en la selección de materiales. No sólo ayuda a comparar cuantitativamente el desempeño ambiental de dos materiales para una aplicación, sino a comprender las implicaciones ambientales de la producción de ese material.

Aun con todo, y a pesar de que las estrategias de ecodiseño han mejorado exponencialmente en los últimos años, existen aún ciertos desafíos en cuanto a la selección de materiales sostenibles. El primero de ellos, es que no es fácil equilibrar los factores de coste, funcionalidad y sostenibilidad, que a menudo son contradictorios entre sí [36], [59]. Además, existe una falta de información en cuanto a la sostenibilidad de los materiales, que repercute en la imposibilidad de tomar decisiones debidamente informadas. No obstante, cabe destacar que el desafío no es encontrar la opción perfecta sino explorar las fortalezas y debilidades de cada material [120], y poder tomar así, decisiones completamente informadas.

La selección de materiales implica abordar estos desafíos a través de la innovación e investigación continua, en la búsqueda de materiales alternativos, métodos de producción más sostenibles, o la comprensión de las implicaciones ambientales de los materiales. Es una labor urgente encontrar soluciones sostenibles de manera colaborativa entre la comunidad científica y empresarial [121].

El uso de bases de datos para desarrollar un Inventario de Ciclo de Vida es una práctica extendida. Los datos de Ecoinvent [122], sobre la fabricación de acero, están respaldados por informes de alta calidad [123]. Además, en la última actualización disponible para Ecoinvent, llevaron a cabo una

caracterización ICV de los subproductos de la industria siderúrgica [124], que no estaba disponible en versiones anteriores.

Sin embargo, una de las principales dificultades que se pueden encontrar en el uso de la base de datos Ecoinvent para el cálculo del impacto ambiental del acero es que solo se dispone de información de tres tipos de acero: acero al carbono, acero aleado, y acero inoxidable [122], que presentan una composición específica. Esto significa que, para calcular el impacto ambiental de cualquiera de los más de 3.500 grados de acero que existen en el mercado, es necesario asignarlo a uno de estos tres tipos, cuya composición puede diferir considerablemente de la real. Por tanto, a la hora de seleccionar un determinado grado de acero entre las diferentes aleaciones que se adecuan a los requisitos funcionales, esta falta de discretización del impacto medioambiental dificulta la incorporación de criterios medioambientales precisos en el proceso de toma de decisiones. Las consideraciones sobre la sostenibilidad de la industria siderúrgica, y las limitaciones en cuanto al cálculo del impacto ambiental en aceros, se detallan en el siguiente capítulo en el que se muestra la metodología desarrollada.

# Capítulo 3

## Metodología de cálculo para el impacto ambiental de aceros

### 3.1. Sostenibilidad en la industria siderúrgica

El acero es uno de los materiales más importantes del mundo y juega un papel fundamental en muchas industrias, particularmente en la construcción y automoción [125], [126]. Aunque también se emplea en otros sectores como en la fabricación de contenedores, electrodomésticos, maquinaria y en la infraestructura de industrias como la del petróleo y el gas [127]. Este uso extensivo es debido principalmente a su bajo coste y a sus buenas propiedades mecánicas. Por tanto, la industria del acero es un sector esencial en el mundo moderno y es un componente clave en muchas economías nacionales [128]. En la actualidad, la producción mundial del acero bruto alcanzó 1,885 millones de toneladas (Mt) en el año 2022 [129].

La producción de metales está asociada a grandes impactos ambientales que agravan aún más los desafíos globales [130]. La industria siderúrgica es considerada una industria energéticamente intensa, con altas emisiones de carbono y un elevado consumo de agua [131]. Además, algunos de los elementos de aleación de acero no son renovables y presentan una alta vulnerabilidad a la disponibilidad de suministro [132], considerándose muchas de ellos Materias Primas Críticas (CRM) para la Unión Europea. Actualmente, la mayor parte de la investigación sobre la producción de hierro y acero se ha centrado en las emisiones de efecto invernadero y la generación de residuos [133], y existe una amplia investigación en el campo de la mejora en eficiencia energética de su proceso productivo [131], [134], [135], la reducción de las emisiones de $CO_2$ [136], [137] y el reciclaje de la chatarra de acero [138].

Los investigadores centrados en la industria siderúrgica mundial han destacado la importancia del Análisis de Ciclo de Vida (ACV) en la evaluación ambiental [139]. Los estudios suelen centrarse en evaluar las implicaciones medioambientales de los diferentes procesos de generación del acero. También se están realizando esfuerzos para tener una comprensión más completa del desempeño ambiental de las innovaciones tecnológicas en la producción de acero, lo que potencialmente puede conducir a mejoras en la sostenibilidad del sector, con avances como, la reducción directa con fusión eléctrica [140], "Power to gas" [141], "Power to X"[142], [143]; que tienen como objetivo integrar la energía renovable en el proceso de fabricación del acero.

La producción del acero es un proceso que conlleva altos consumos de energía. La primera fase es la extracción y obtención de las materias primas esenciales para su fabricación. Todo comienza con el mineral de hierro (*iron ore*), el cual se somete a un proceso de trituración y molienda para reducir su tamaño y facilitar la separación de la ganga y el material no deseado. Posteriormente, el mineral preparado se introduce en altos hornos, donde se produce el arrabio líquido (*pig iron*) mediante la reducción del mineral de hierro con coque y piedra caliza.

El arrabio resultante se convierte en acero en convertidores o en hornos eléctricos de arco, dependiendo del proceso utilizado. En convertidores como el Horno Básico de Oxígeno (BOF, por su acrónimo en inglés), se elimina el exceso de carbono y otras impurezas al soplar oxígeno a través del metal fundido. En cambio, los hornos de arco eléctrico (EAF, por su acrónimo en inglés), utilizan electricidad para fundir chatarra de acero, ajustando la composición del metal [144].

El ajuste de la composición del acero se realiza posteriormente por la adición de ferroaleaciones (p.ej. Fe/Ni, Fe/Mo, Fe/Mn, Fe/Cr) introducidas en forma sólida, de alambre o por inyección de polvo a través de lanzas.

El acero líquido obtenido se dirige luego a un proceso de colada continua, donde se forma en lingotes o palanquillas, que se transportan a trenes de laminación que reducen su espesor y dan forma al acero. Después, pueden someterse a tratamientos térmicos como el temple o revenido para ajustar sus propiedades mecánicas. También pueden ser sometidos a tratamientos u acabados superficiales que protegen al acero contra la corrosión.

Si hay algo que destaca en cuanto a la fabricación del acero y su sostenibilidad, es que además de poseer una gran durabilidad, el acero es completamente reciclable, siendo un material que puede conservar su utilidad después de múltiples ciclos de reciclaje [20] [21]. El método de producción del acero del horno de arco eléctrico (EAF) puede utilizar exclusivamente acero reciclado. Sin embargo, la ruta del horno de oxígeno básico de alto horno (BF-BOF) puede utilizar únicamente hasta un 30% del acero reciclado [129].

Cabe destacar que la mayoría de los productos de acero permanecen en uso durante décadas antes de que puedan reciclarse. Por lo tanto, no hay suficiente acero reciclado para satisfacer la creciente demanda utilizando sólo el método de fabricación de acero EAF [140]. La demanda se

satisface mediante el uso combinado de los métodos de producción BF-BOF y EAF. El BOF es el proceso dominante de producción de hierro y acero y, es también el proceso más intensivo en energía de los existentes en la actualidad [145]. El 70.7% del acero en todo el mundo se produce mediante esta ruta [129]. En Europa supone un 58.6% del acero según datos de EUROFER.

La aleación sistemática e intencionada de los aceros se remonta sólo a unos 150 años [146], permitiendo un desarrollo notable de la industria siderúrgica. La adición de ciertos elementos de aleación permite la modificación de muchas propiedades físicas o mecánicas. En las últimas décadas, la industria siderúrgica ha desarrollado multitud de aleaciones, por lo que existe una amplia gama de aceros disponibles en el mercado. Según la Asociación Mundial del Acero, en la actualidad existen más de 3.500 grados diferentes de acero [129]. La composición de la aleación desempeña un papel importante en las propiedades mecánicas y físicas del material y, por tanto, en la selección de éste.

Cabe destacar que muchos de estos elementos de aleación de acero no son renovables y presentan una alta vulnerabilidad a la disponibilidad de suministro [132], considerándose muchos de ellos Materias Primas Críticas para la Unión Europea.

Una comprensión más profunda de las implicaciones ambientales de la adición de estos elementos de aleación ayudará a tener una perspectiva más holística dentro de este campo de estudio, y permitirá a los ingenieros seleccionar entre los diferentes grados de este material de una manera más respetuosa con el medioambiente.

## 3.2. La caracterización del acero

El acero es un material ampliamente utilizado en ingeniería. Ofrece buenas propiedades físicas, mecánicas, químicas y de fabricación, como: resistencia, rigidez, durabilidad, capacidad de unión, templabilidad, tenacidad, resistencia al desgaste, soldabilidad y maquinabilidad [147], [148].

Las propiedades del acero son muchas y muy variadas. Una de las características más destacas del acero es su **durabilidad** y **resistencia.** La capacidad del acero para soportar cargas pesadas lo convierte en un material crucial en la construcción y la ingeniería. Además, el acero es altamente **maleable** y puede ser transformado en diferentes formas sin perder su resistencia. Esta propiedad lo hace ideal para la fabricación de una amplia variedad de productos. También tiene alta **tenacidad,** lo que significa que puede absorber grandes cantidades de energía antes de fracturarse, esencial en aplicaciones donde la resistencia a la fractura es crítica. Aunque no es tan bueno como algunos materiales no ferrosos en términos de **conductividad térmica** y **eléctrica**, muestra buenas propiedades conductoras. Y finalmente, algunos tipos de aceros, como el acero inoxidable, destacan por tener una alta **resistencia a la corrosión**, lo que lo hace adecuado para entornos agresivos.

De acuerdo con la norma EN 10020:2001 [48], los aceros se clasifican en tres tipos en función de la cantidad de elementos de aleación presentes en su composición:

- **Acero no aleado,** los cuales presentan un bajo contenido de elementos de aleación, no pudiendo superar un cierto límite en todos ellos estipulados en la norma EN 10020:2001 [48].
- **Acero aleado,** que tienen una cantidad significativa de elementos de aleación y son fundamentalmente empleados en los sectores de la construcción y transporte, debido a su resistencia.
- **Acero inoxidable,** los cuales presentan resistencia a la corrosión. En presencia de oxígeno desarrollan una fina capa de óxido de cromo que protege al material de la corrosión. Para que esto ocurra, el contenido de Cr debe ser al menos del 10% sobre el peso.

La composición química del acero se basa fundamentalmente en hierro (Fe) y carbono (C). El primero constituye la base del acero y proporciona sus propiedades estructurales fundamentales, y el carbono, presente en diferentes proporciones, afecta significativamente a las propiedades mecánicas del acero. Un contenido de carbono más alto tiende a aumentar la dureza y la resistencia, pero puede hacer que el acero sea más quebradizo.

Los elementos de aleación influyen significativamente en las propiedades de los aceros. La Tabla 5 muestra los principales elementos de aleación utilizados en aceros, así como sus efectos en ellos [149], [150], [151].

Tabla 5. Efectos de varios elementos de aleación en aceros

| Elemento | Efecto en las propiedades del acero |
|---|---|
| Aluminio (Al) | Mejora la resistencia a la corrosión y aumenta la resistencia y la dureza. |
| Bismuto (Bi) | Mejora la maquinabilidad. |
| Boro (B) | Mejora la templabilidad, es decir, la capacidad de endurecimiento por tratamiento térmico y aumenta la dureza superficial. |
| Cerio (Ce) | Contribuye a mejorar la resistencia a la corrosión y puede aumentar la estabilidad térmica. |
| Cromo (Cr) | Mejora la resistencia a la corrosión y la oxidación, y aumenta la dureza y la resistencia al desgaste. |
| Cobalto (Co) | Aumenta la Resistencia y la dureza y contribuye a la resistencia a altas temperaturas. |
| Cobre (Cu) | Mejora la resistencia a la corrosión atmosférica y contribuye a la resistencia y conductividad eléctrica. |
| Manganeso (Mn) | Aumenta la resistencia y la dureza y mejora la resistencia al desgaste y la tenacidad. |
| Molibdeno (Mo) | Mejora la resistencia a la corrosión y a la oxidación. Aumenta la resistencia y la tenacidad a altas temperaturas. |
| Níquel (Ni) | Mejora la resistencia a la corrosión. Contribuye a la tenacidad y la resistencia a bajas temperaturas. |
| Niobio (Nb) | Mejora la resistencia y la tenacidad, además de refinar la estructura del grano. |
| Fósforo (P) | Mejora la resistencia, la templabilidad, la resistencia a la corrosión y la maquinabilidad, además de reducir severamente la ductilidad y tenacidad. |
| Selenio (Se) | Contribuye a la maquinabilidad del acero y puede mejorar la resistencia a la fatiga. |

Tabla 5. (Continuación)

| Elemento | Efecto en las propiedades del acero |
|---|---|
| Silicio (Si) | Mejora la resistencia a la corrosión y a la oxidación y contribuye a la resistencia y la dureza. |
| Azufre (S) | Disminuye la resistencia al impacto, la ductilidad y la soldabilidad. |
| Telurio (Te) | Mejora la maquinabilidad y tenacidad. |
| Titanio (Ti) | Mejora la resistencia a la corrosión y refina la estructura del grano. |
| Tungsteno (W) | Aumenta la resistencia a altas temperaturas y mejora la resistencia al desgaste. |
| Vanadio (V) | Aumenta la resistencia a la dureza y mejora la resistencia al desgaste y la tenacidad. |
| Zirconio (Zr) | Refina la estructura del grano y mejora la resistencia a la corrosión, y además puede aumentar la resistencia a altas temperaturas. |

Los estándares de acero son sistemas para la clasificación, evaluación y especificación de las propiedades químicas, mecánicas y metalúrgicas de los distintos tipos de aceros y aleaciones ferrosas que son utilizadas en la producción de componentes, maquinaria y construcciones. Estos estándares son útiles para guiar a los laboratorios metalúrgicos, fabricantes y usuarios finales en la producción y aplicación del acero.

Si bien no existe una estandarización internacional, diferentes conjuntos de normativas propias del acero se han desarrollado en diferentes países, entre las que destacan: los estándares de acero estadounidenses del AISI, ASTM y SAE, el sistema armonizado de normas europeas EN, los estándares del acero japonés JIS (ampliamente utilizados en Asia y regiones pacíficas), entre otros. En muchos de estos estándares, los aceros son clasificados según una gran variedad de criterios, y generalmente especifican la composición del acero.

## 3.3. Análisis de Ciclo de Vida del Acero

### 3.3.1. Objetivo

El principal objetivo de este estudio es el desarrollo de una metodología para incorporar la composición en el Análisis de Ciclo de Vida de las diferentes calidades de acero, permitiendo un mejor proceso de selección de materiales. Esta metodología persigue:

- El cálculo sistemático del impacto ambiental de cualquier calidad de acero, considerando su composición.
- Contribuir a la incorporación de criterios ambientales en el proceso de selección de materiales.
- Cuantificar el contenido de Materias Primas Críticas (CRM) según el listado publicado por la Unión Europea en el año 2023 [33], contribuyendo así a una mejor gestión de los materiales críticos en la industria.

### 3.3.2. Alcance

#### *3.3.2.1. Unidad funcional*

Se define como unidad funcional de este estudio, la producción de 1 kg de acero producido en un Horno Básico de Oxígeno (BOF).

#### *3.3.2.2. Límites del sistema*

Esta metodología se centra en el acero producido en un BOF, ya que esta ruta de fabricación es el proceso dominante en todo el mundo para la producción del acero, además de ser el proceso más intensivo en energía. La Figura 11 muestra todas las entradas y salidas de materia y energía consideradas en la producción del acero en un BOF con un alcance de cuna a puerta. Este Inventario de Ciclo de Vida se basa en los conjuntos de datos de Ecoinvent v3.8 para la fabricación de acero mediante BOF, que establece a su vez los datos a partir de información primaria proporcionada por 21 fábricas BOF de toda Europa [122]. Estos conjuntos de datos disponibles en Ecoinvent están respaldados por informes de alta calidad que también incluyen una caracterización del ICV de los subproductos de la industria siderúrgica [152], considerando tanto las rutas de recuperación como de eliminación. Por tanto, se ha considerado:

- La obtención de las materias primas, incluyendo la extracción y procesamiento de la carga metálica bruta, los distintos elementos de aleación y aquellos materiales auxiliares necesarios para la producción de acero.
- El transporte de las materias primas a la planta de producción del acero.
- Las etapas de producción de acero en un BOF, que incluyen 1) el pretratamiento del metal caliente (arrabio) procedente del alto horno (BF, por su acrónimo en inglés); 2) la mezcla de la carga metálica (incluidas las adiciones de aleación), el pesaje, la transferencia y recarga; 3) la oxidación en el BOF; 4) el tratamiento metalúrgico secundario en un horno de cuchara; y 5) la colada [45], [46].

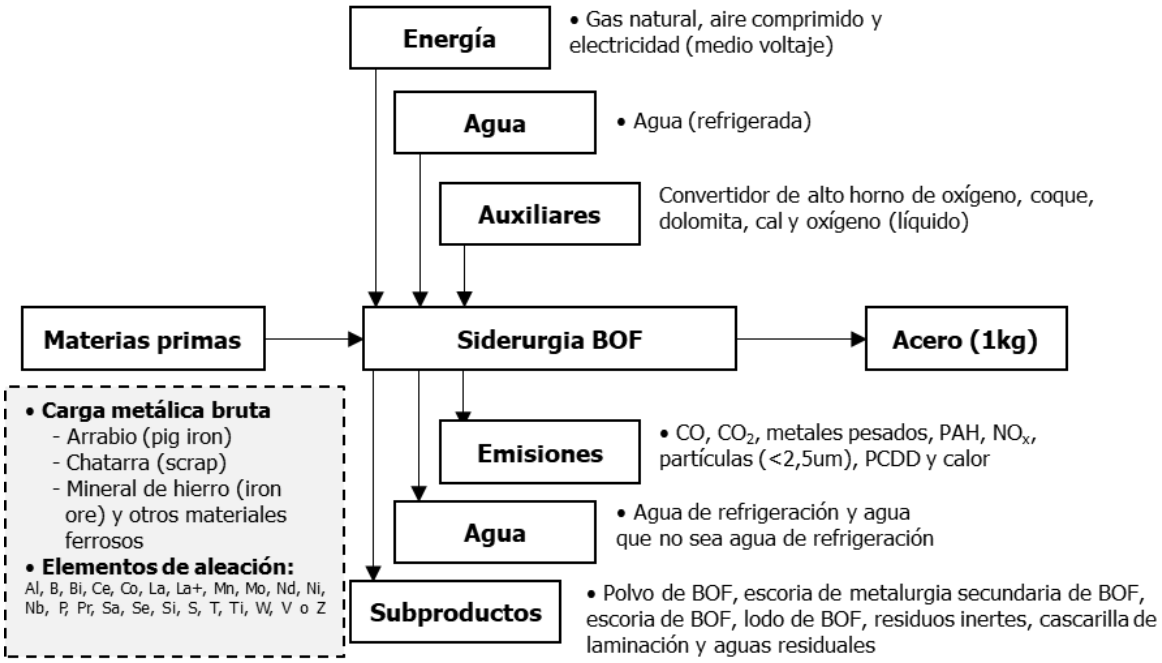



Figura 11. Límites del sistema

Cabe señalar que la metodología de cálculo desarrollada en este documento se refiere al cálculo de la cantidad de materias primas (carga metálica bruta -arrabio, mineral hierro y chatarra-, y todos los elementos de aleación necesarios para el inventario, a partir de una composición de acero determinada. Esta metodología de cálculo se detalla en el siguiente subapartado. El resto de elementos que intervienen como entradas y salidas del sistema analizado (energía, agua, materias primas auxiliares, emisiones y subproductos) se han tomado directamente del conjunto de datos de Ecoinvent v3.8 para la fabricación de acero mediante BOF [45], [46], ya que el objetivo es analizar la influencia de la composición desde una perspectiva de selección de materiales. Se tratarán como un bloque "proceso de producción" completo, e invariable para los diferentes grados de acero.

#### *3.3.2.3. Software, bases de datos y metodologías de cálculo*

En el estudio de la metodología de cálculo de impacto ambiental de los aceros, se ha utilizado el software SimaPro en su versión 9.3.0.3 y la base de datos Ecoinvent v3.8 para la realización del ACV. Las metodologías de evaluación de impacto ambiental aplicadas han sido ReCiPe 2016 y CML-IA baseline v3.07 / EU25, cuyas características se han detallado en el apartado 1.4.

### 3.3.3. Inventario de Ciclo de Vida (ICV): Metodología de cálculo

A continuación, se describe no sólo las entradas y salidas consideradas para la producción de 1 kg de acero por medio de la ruta de fabricación BOF, sino la metodología desarrollada para establecer la cantidad de materias primas que debe considerarse en el ICV, para así considerar la composición en el cálculo del impacto ambiental del acero, objeto de esta tesis doctoral.

Cabe señalar que la metodología de cálculo presentada se utiliza para establecer el ICV de la producción de acero y, por tanto, es aplicable a otras metodologías de cálculo de impacto ambiental diferentes a las presentadas en el subapartado 3.3.2.3.

En el ICV se distinguirán diferentes bloques, mostrados en la Figura 12, y cuyas particularidades se describen a continuación.




Figura 12. Entradas y salidas del sistema

### *3.3.3.1. Composición*

Para producir 1kg de acero es necesario incorporar un 10.4% de materias primas adicionales, según datos de Ecoinvent, lo que significa que la suma total de materias primas (carga metálica bruta y los elementos de aleación) necesarias para producir 1 kg de acero es de 1.104 kg.

En cuanto a la composición, se distinguen a su vez dos grandes bloques: los elementos de aleación y la carga metálica bruta.

Los elementos de aleación variarán en tipo y cantidad en función de la composición del grado de acero obtenida de la norma o analizada. En la Tabla 6 se muestra una lista de los elementos de aleación que pueden ser empleados en la aleación de aceros y su asignación con los conjuntos de datos disponibles en Ecoinvent v3.8. Estos se han asignado a diferentes conjuntos de datos, siguiendo la metodología de Ecoinvent. Para considerar el transporte de materias primas a la planta de producción de acero, se han seleccionado conjuntos de datos de "market for". Las asignaciones han podido ser de dos tipos: por asignación directa, ya que el material (ya sea como mineral, ferroaleación u óxido) se encuentra directamente caracterizado dentro de la base de datos de Ecoinvent; o por aproximación a un elemento de similares características (como es en el caso del bismuto o del vanadio).

La pureza del material asignado se ha tenido en cuenta para este cálculo de la misma forma que lo hace Ecoinvent. Así, por ejemplo, en el inventario propuesto por Ecoinvent para el acero de baja aleación en su informe final sobre Inventarios de Ciclo de Vida de los Metales [122], para un contenido de Cr del 2.15%, que requeriría una entrada de 0.0215 kg de material, al asignarse como ferrocromo con una pureza del 68%, finalmente se introducen 0.0316 kg de Fe-Cr. Cabe destacar el caso especial del níquel, cuyo conjunto de datos tomado por Ecoinvent se asigna como ferroníquel con una pureza del 25%. Este elemento de aleación, en ciertas calidades de acero inoxidable se encuentran en proporciones altas (superiores al 20%). Estas altas proporciones, mediante el ajuste por la pureza de la asignación, daría lugar a composiciones con un contenido en aleantes muy superiores a lo establecido por los datos promedios de Europa [152]. Para estos casos, el algoritmo desarrollado, sustituye la

asignación del ferroníquel por un conjunto de datos de níquel de alta pureza (99.7%), en lo que se ha denominado "composiciones al límite".

Tabla 6. Asignación a Ecoinvent de los elementos de aleación

| Elemento | Conjunto de datos Ecoinvent v3.8 | Pureza |
|---|---|---|
| Al | Aluminium, cast alloy {GLO}\| market for | 100% |
| B | Boron carbide {GLO}\| market for | 78.3% |
| Bi | Tin {GLO}\| market for | 100% |
| Ce | Cerium oxide {GLO}\| market for | 81.4% |
| Co | Cobalt {GLO}\| market for | 100% |
| Cr | Ferrochromium, high-carbon, 68% Cr {GLO}\| market for | 68.0% |
| Cu | Copper oxide {GLO}\| market for | 79.9% |
| La | Lanthanum oxide {GLO}\| market for | 85.3% |
| Mn | Ferromanganese, high-coal, 74.5% Mn {GLO}\| market for | 74.5% |
| Mo | Molybdenite {GLO}\| market for | 57.0% |
| N | Nitrogen, liquid {RER}\| market for | 100% |
| Nb | Ferroniobium, 66% Nb {GLO}\| market for | 66.0% |
| Ni | Ferronickel {GLO}\| market for | 25.0% |
| Ni* | Nickel, class 1 {GLO}\| market for | 99.7% |
| P | Phosphoric acid, industrial grade, without water, in 85% solution state {GLO}\| market for | 26.9% |
| Pb | Lead {GLO}\| market for | 100% |
| Pr | Praseodymium oxide {GLO}\| market for | 85.4% |
| S | Sulfur {GLO}\| market for | 100% |
| Se | Selenium {GLO}\| market for | 100% |
| Si | Ferrosilicon {GLO}\| market for | 33.5% |
| Sm | Samarium oxide {GLO}\| market for | 86.2% |
| Te | Tellurium, semiconductor-grade {GLO}\| market for | 100% |
| Ti | Titanium {GLO}\| market for | 100% |
| V | Ferronickel {GLO}\| market for | 25.0% |
| W | Tungsten concentrate {GLO}\| market for | 51.3% |
| Zr | Zirconium oxide {GLO}\| market for | 49.8% |

* Ni empleado para composiciones al límite

Cabe señalar que la composición de las diferentes calidades de acero suele especificarse en las normas mediante intervalos de composición, que establecen un contenido mínimo y máximo para cada aleante. Así, para calcular el impacto ambiental medio de cada calidad de acero, inicialmente se introduce en el ICV el valor medio de cada elemento de aleación, según los rangos de composición establecidos por la norma. Se obtiene así un modelo de ICV que proporciona el impacto ambiental promedio, que se toma como referencia a la hora de presentar y analizar los resultados.

Sin embargo, dado que cada elemento de aleación tiene diferentes impactos ambientales, que también son diferentes en función de las categorías ambientales seleccionadas, diferentes combinaciones de ellos (dentro de un rango de composición estipulado por norma) pueden dar lugar a diferentes impactos ambientales. Por lo tanto, la metodología genera dos modelos ICV adicionales para

cada categoría de impacto ambiental, lo que permite analizar la variabilidad e incertidumbre de los resultados.

- *Modelo de composición de mínimo impacto:* esta composición da lugar al menor impacto ambiental posible, asignando el rango de composición máximo a aquellos elementos de aleación con menor impacto medioambiental, hasta el 100% de la composición.
- *Modelo de composición de máximo impacto:* esta composición da lugar al mayor impacto ambiental posible, asignando el rango de composición máximo a aquellos elementos de aleación con mayor impacto medioambiental.

En consecuencia, para el cálculo del máximo impacto ambiental, la metodología asigna el mayor contenido posible a aquellos elementos de aleación con un impacto ambiental más significativo que la carga metálica bruta, siempre cumpliendo los rangos de composición establecidos en la norma. Análogamente, se aplica para el caso de mínimo impacto ambiental. La Figura 13 muestra gráficamente el proceso de asignación del contenido de elementos de aleación de un grado de acero determinado. En primer lugar, los elementos de aleación deben ordenarse en función del impacto ambiental por kilogramo y de la categoría de impacto analizada. En consecuencia, para el cálculo del impacto ambiental máximo, la metodología asigna el mayor contenido posible a aquellos elementos de aleación con un impacto ambiental superior a la carga metálica bruta, cumpliendo siempre con los rangos de composición establecidos en la norma. De manera análoga, se aplica al caso de mínimo impacto ambiental, donde el mayor contenido posible se asigna a aquellos elementos con menores impactos ambientales. En el ejemplo de la figura, la asignación se realiza para el caso específico del acero 1.4016 y la categoría de impacto *global warming (GWP100a).* Por lo tanto, la asignación será diferente para cada grado de acero y también para cada categoría de impacto (debido al reordenamiento de los elementos de aleación de acuerdo con su impacto ambiental por kilogramo).

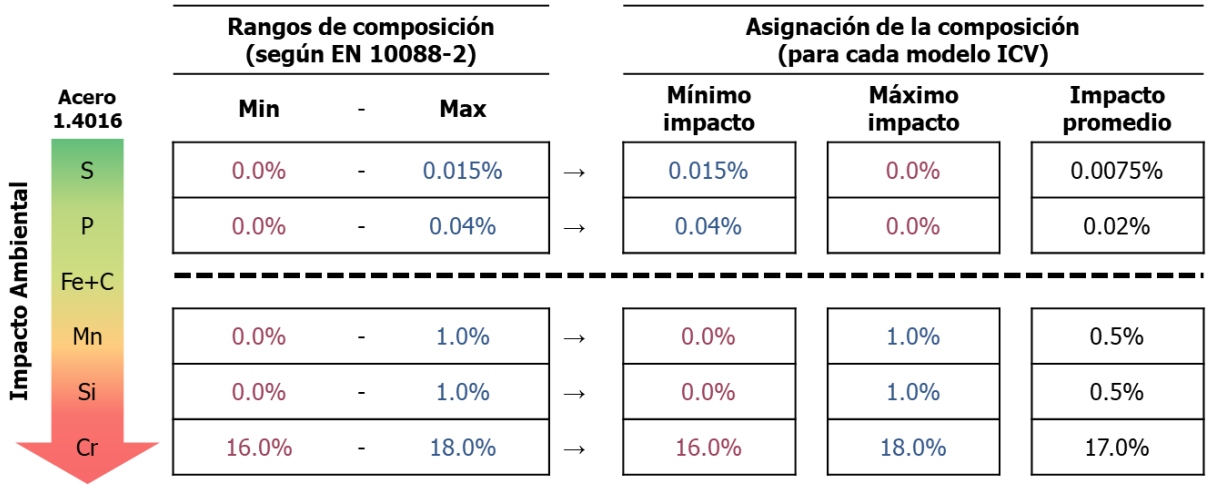



Figura 13. Ejemplo de asignación del contenido de elementos de aleación

Una vez establecida la cantidad de elementos de aleación a considerar en el inventario, se calcula el contenido de la carga metálica bruta. Se distinguen tres tipos, cuya cantidad por kg de acero producido, se establece del siguiente modo:

- *Arrabio:* cantidad variable en función del contenido de aleación de la calidad de acero producida. Debido a las limitaciones del proceso de producción, no puede superar el 70-80% de la masa total [153]. Se ha establecido un contenido máximo de arrabio de 0.865 kg (78.4%), según la metodología establecida por Ecoinvent [46].
- *Chatarra*: cantidad también variable en función del contenido de aleación. En el caso de calidades de acero con bajo contenido de aleación, la chatarra se añade hasta alcanzar 1.104 kg de materia prima para no superar los 0.865 kg de arrabio [46].
- *Mineral de hierro*: esta cantidad se fija en $6.00 \cdot 10^{-4}$ kg según datos medios en Europa y se ha considerado invariable independientemente de la composición de la calidad de acero [45], [46].

Así, la metodología calcula en primer lugar el contenido de elementos de aleación presentes en la calidad del acero según la composición establecida por la norma. Una vez seleccionado el contenido de aleantes, calcula la cantidad necesaria de carga metálica (arrabio y chatarra de hierro), según los límites mencionados anteriormente: incluirá la cantidad necesaria de arrabio sin superar el límite de 0.865 kg y, en caso de que no se alcance la cantidad total de 1.104 kg, completará el inventario con la cantidad necesaria de chatarra, tal y como se explica en la Figura 14.

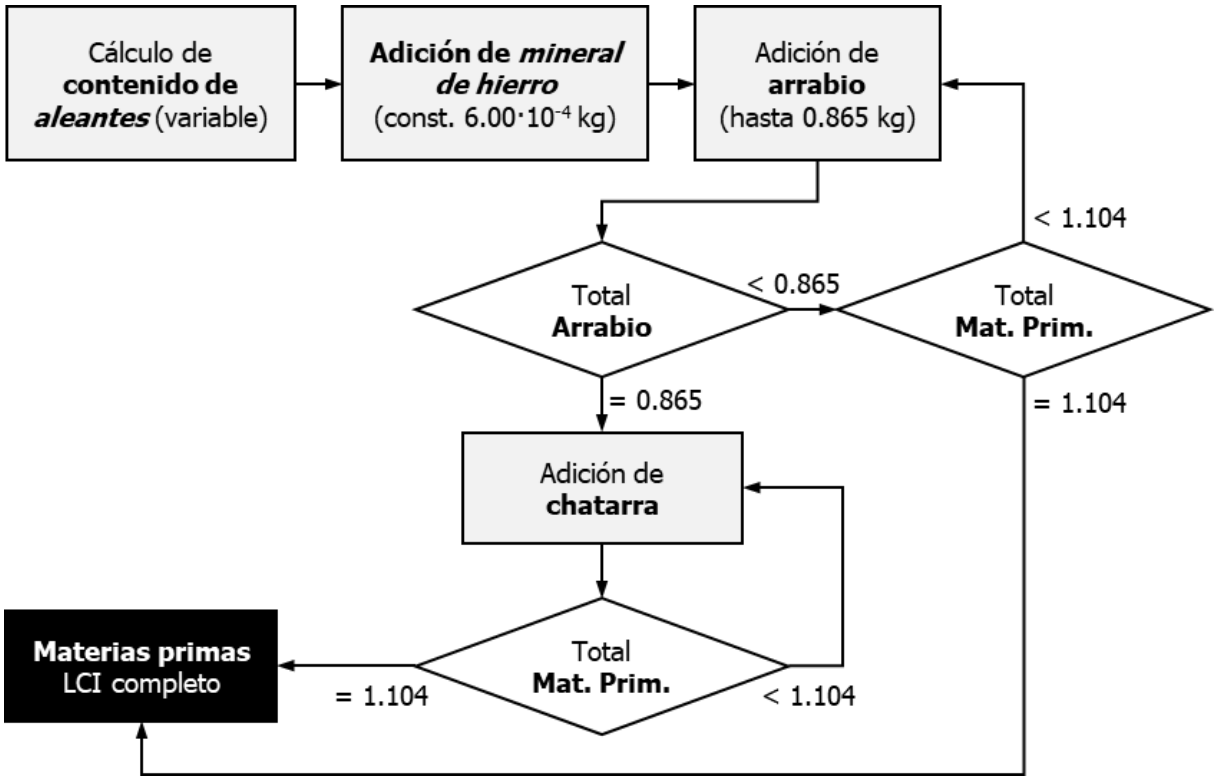



Figura 14. Diagrama de flujo del cálculo de materias primas para la producción de 1 kg de acero

De esta forma, conociendo la composición del material analizado, es posible establecer el contenido necesario para el resto de las materias primas. Por ejemplo, para una calidad de acero con un contenido de elementos de aleación de 0.27 kg se añadirá 0.813 kg de arrabio para completar los 1.104 kg de materia prima (incluyendo los $6.00 \cdot 10^{-4}$ kg de mineral de hierro). En caso de una calidad de acero tenga una cantidad inferior de elementos de aleación, 0.12 kg por ejemplo, se añadirá arrabio hasta el límite de 0.865 kg teniendo que añadir los 0.118 kg restantes de chatarra de hierro para completar los 1.104 kg de materia prima.

#### *3.3.3.2. Recursos de fabricación*

Los recursos de fabricación corresponden a las entradas de materia y energía necesarias para la producción del acero. Éstas corresponden al uso de materiales auxiliares necesarios para la fabricación del coque (coque, cal y dolomita), energía (gas natural, electricidad, vapor, aire comprimido o uso del agua) y al uso de las infraestructuras (uso de instalaciones). Estas entradas se tratarán como un bloque "proceso de producción" completo, invariable para los diferentes grados de acero.

#### *3.3.3.3. Transportes*

Los transportes hacen referencia a todas las entradas de transporte de las materias primas empleadas para la producción del acero, en los diferentes medios en los que se pueda producir. Estas entradas de transporte están incluidas en las entradas para la obtención de cada materia prima, por lo que no es necesaria una caracterización adicional.

#### *3.3.3.4. Residuos*

Durante la producción del acero, se produce una serie de residuos que han sido inventariados. De igual forma a como ocurre con el caso de los recursos de fabricación, los residuos se mantienen constantes e invariables dentro de la metodología propuesta, y de acuerdo al inventario proporcionado por Ecoinvent [45], [46].

#### *3.3.3.5. Subproductos*

Los subproductos derivados del proceso de fabricación del acero y sus tratamientos, ya sea tanto de las líneas de recuperación como las de eliminación se consideran en el inventario. Se trata de una mejora respecto a la anterior base de datos de Ecoinvent v3.7 [124], momento en el cual llevaron a cabo una caracterización detallada del tratamiento de subproductos de la industria siderúrgica. Las cantidades incluidas en el inventario se ajustan a lo propuesto por los conjuntos de datos de Ecoinvent [45], [46].

#### *3.3.3.6. Producto final*

Como resultado, se obtiene 1 kg del acero calculado.

Las Tabla 7 (entradas) y la Tabla 8 (salidas) muestran un resumen del Inventario de Ciclo de Vida (ICV) de la producción del acero.

Tabla 7. Inventario de Ciclo de Vida - Entradas

| | Entrada | Asignación Ecoinvent | Cantidad |
|---|---|---|---|
| Elementos de aleación | Al, B, Bi, Ce, Co, La, La+, Mn, Mo, Nd, Ni, Nb, P, Pr, Sa, Se, Si, S, T, Ti, W, V o Zr… | Ver Tabla 6 | Calculada |
| Carga metálica bruta | Arrabio | pig iron {RER}\| market for pig iron | Calculada |
| | Chatarra | iron scrap, sorted, pressed {RER}\| market for iron scrap, sorted, pressed | Calculada |
| | Mineral de hierro | iron ore concentrate {GLO}\| market for iron ore concentrate | 6.00E-4 kg |
| Proceso de producción | Infraestructura | Blast oxygen furnace converter {GLO}\| market for | 1.33E-11 p |
| | Coque | Coke {GLO}\| market for | 1.83E-04 MJ |
| | Aire comprimido | compressed air, 600 kPa gauge {RER}\| market for compressed air, 600 kPa gauge | 1.44E-02 m3 |
| | Dolomita | Dolomite {RER}\| market for dolomite | 4.42E-03 kg |
| | Gas natural | Natural gas, high pressure {CH}\| market for | 7.70E-06 m3 |
| | | Natural gas, high pressure {Europe without Switzerland}\| market for | 1.19E-03 m3 |
| | Oxígeno, líquido | Oxygen, liquid {RER}\| market for | 7.80E-02 kg |
| | Cal | Quicklime, in pieces, loose {CH}\| market for quicklime, in pieces, loose | 4.48E-02 kg |
| | Electricidad | Electricity, medium voltage {RER}\| market for | 2.41E-02 kWh |
| | Agua | Water, cooling, unspecified natural origin, RER | 5.77E-03 m3 |

Tabla 8. Inventario de Ciclo de Vida - Salida

| | Salida | Asignación Ecoinvent | Cantidad |
|---|---|---|---|
| Subproductos | BOF dust | basic oxygen furnace dust {RER}\| market for basic oxygen furnace dust | 1.94E-02 kg |
| | Slag from secondary metallurgy | basic oxygen furnace secondary metallurgy slag {RER}\| market for basic oxygen furnace secondary metallurgy slag | 3.00E-04 kg |
| | BOF slag | basic oxygen furnace slag {RER}\| market for basic oxygen furnace slag | 1.05E-01 kg |
| | BOF sludge | basic oxygen furnace sludge {RER}\| market for basic oxygen furnace sludge | 3.00E-04 kg |
| | Inert waste | Inert waste, for final disposal {CH}\| market for inert waste, for final disposal | 5.65E-04 kg |
| | Mill scale | mill scale {RER}\| market for mill scale | 6.62E-05 kg |
| Emisiones a la atmósfera | Wastewater | Wastewater from pig iron production {CH}\| market for wastewater from pig iron production | 3.09E-04 m3 |
| | | Wastewater from pig iron production {Europe without Switzerland}\| market for wastewater from pig iron production | 1.03E-03 m3 |
| | CO2 | Carbon dioxide, fossil | 6.26E-02 kg |
| | CO | Carbon monoxide, fossil | 1.68E-03 kg |
| | Cr | Chromium | 2.74E-08 kg |
| | Cu | Copper | 1.39E-08 kg |
| | Dioxin (I-TEQ) | Dioxin, 2,3,7,8 Tetrachlorodibenzo-p- | 6.35E-14 kg |
| | Waste heat | Heat, waste | 2.04E-01 MJ |
| | Iron | Iron | 4.11E-06 kg |
| | Pb | Lead | 4.08E-07 kg |
| | Mn | Manganese | 6.83E-08 kg |
| | NOx | Nitrogen oxides | 2.12E-05 kg |
| | PAH | PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons | 9.99E-09 kg |
| | Dust, fine | Particulates, < 2.5 um | 4.47E-06 kg |
| | Waste water | Water/m3 | 6.11E-03 m3 |
| | Steel | - | 1.00E+00 kg |

## 3.4. Análisis del contenido en Materias Primas Críticas (CRM)

Los listados de la Unión Europea sobre CRM, cuantifica por medio de una metodología propia un valor concreto de importancia económica y riesgo de suministro para una serie de materiales que considera estratégicos en su economía. En base a estos resultados, determina cuáles han de ser considerados críticos.

Según el último listado publicado por la Unión Europea, existen 32 materiales considerados críticos, de los cuales, sólo 16 son elementos de aleación en el caso de los aceros: aluminio, boro, bismuto, cobalto, elementos pesados de tierras raras (como cerio, neodimio, praseodimio y samario), elementos ligeros de tierras raras (como el lantano), manganeso, niobio, fósforo, silicio, titanio, vanadio y wolframio.

A partir de los Inventarios de Ciclo de Vida establecidos para el cálculo del impacto ambiental, es posible calcular el contenido máximo, mínimo y promedio de CRM para la Unión Europea. Adicionalmente, en este estudio se propone una metodología para establecer el valor de riesgo de suministro e importancia económica del acero, en base a la composición de éste. La metodología propuesta es análoga a la explicada para el cálculo del impacto ambiental, aunque más simplificada. En base a los datos de criticidad dados por la Unión Europea para los diferentes elementos de aleación, se establece la importancia económica y el riesgo de suministro promedio del acero. Tal y como se ha explicado, los rangos de composición establecidos por norma, permite establecer dos ICV adicionales, para establecer la composición que da lugar al mayor y menor valor de importancia económica y riesgo de suministro. El proceso es completamente análogo a lo explicado en la Figura 13, pero ordenando los elementos de aleación según la importancia económica o el riesgo de suministro según corresponda.

Los valores de riesgo de suministro e importancia económica considerados para las materias primas utilizadas en la producción del acero se han obtenido del Anexo 2 del último listado de CRM de la Unión Europea (2023) [33], y se resumen en la Tabla 9.

Tabla 9. Datos de importancia económica y riesgo de suministro (último listado CRM 2023) [33]

| Elemento | Riesgo de suministro | Importancia económica | CRM | Material en listado |
|---|---|---|---|---|
| Al | 1.2 | 5.8 | CRM | Aluminium |
| B | 3.6 | 3.9 | CRM | Boron/Borate |
| Bi | 1.9 | 5.7 | CRM | Bismuth |
| Ce | 4.0 | 4.9 | CRM | LREE Cerium |
| Co | 2.8 | 6.8 | CRM | Cobalt |
| Cr | 0.7 | 7.2 | - | Chromium |
| Cu | 0.1 | 4.0 | Estratégico | Copper |
| La | 3.5 | 2.9 | CRM | LREE Lanthanum |
| La+ | 3.7 | 5.9 | CRM | LREEs |
| Mn | 1.2 | 6.9 | CRM | Manganese |
| Mo | 0.8 | 6.7 | - | Molybdenum |

Tabla 9. (Continuación)

| Elemento | Riesgo de suministro | Importancia económica | CRM | Material en listado |
|---|---|---|---|---|
| N | 0.0 | 0.0 | - | - |
| Nb | 4.4 | 6.5 | CRM | Niobium |
| Nd | 4.5 | 7.2 | CRM | LREE Neodymium |
| Ni | 0.5 | 5.7 | Estratégico | Nickel |
| P | 3.3 | 4.7 | CRM | Phosphorus |
| Pb | 0.1 | 4.2 | - | Lead |
| Pr | 3.2 | 7.0 | CRM | LREE Praseodymium |
| S | 0.3 | 5.0 | - | Sulphur |
| Se | 0.3 | 4.8 | - | Selenium |
| Si | 1.4 | 4.9 | CRM | Silicon metal |
| Sm | 3.5 | 7.7 | CRM | LREE Samarium |
| Te | 0.3 | 3.8 | - | Tellurium |
| Ti | 0.5 | 5.4 | CRM | Titanium |
| V | 2.3 | 3.9 | CRM | Vanadium |
| W | 1.2 | 8.7 | CRM | Tungsten |
| Zr | 0.8 | 3.5 | - | Zirconium |
| Fe + C | 0.5 | 7.2 | - | Iron ore |

# Capítulo 4

## Aplicación Excel para el cálculo del impacto ambiental de aceros

### 4.1. Objetivos y alcance

Comprender y cuantificar el impacto ambiental de los materiales, como el acero, permite tomar decisiones informadas y adoptar prácticas más sostenibles en el diseño y la producción. La importancia del cálculo del impacto ambiental radica en su capacidad para ser una herramienta efectiva en la introducción de mejoras de diseño.

Incorporar la composición en el Inventario de Ciclo de Vida (ICV) para calcular el impacto ambiental del acero, permite un cálculo más preciso. La metodología desarrollada en esta investigación implica la modelización de tres Inventarios de Ciclo de Vida para cada categoría de cálculo, que permitirán obtener tanto el máximo como el mínimo impacto ambiental, así como un impacto promedio de la producción del acero. Este enfoque proporciona una visión más completa y precisa del impacto ambiental de los aceros, permitiendo una toma de decisiones más informada.

Para facilitar este cálculo, se ha desarrollado una herramienta en Excel (herramienta computacional incluida en el paquete Microsoft Office). La elección de Excel como plataforma se debe a su amplia accesibilidad y familiaridad en entornos profesionales. Excel es una herramienta versátil que permite la manipulación de datos y la creación de modelos matemáticos de manera eficiente. Su interfaz intuitiva facilita la entrada y el análisis de datos, lo que resulta fundamental en el caso del cálculo del impacto ambiental, que implica la manipulación de grandes conjuntos de datos.

Además, Excel ofrece la posibilidad de personalizar y adaptar la herramienta según las necesidades específicas de cada usuario o proyecto. Su capacidad para realizar cálculos complejos y generar visualizaciones gráficas también contribuye a una compresión más clara de los resultados obtenidos.

Así, el desarrollo de esta herramienta para el cálculo del impacto ambiental de aceros persigue los siguientes objetivos:

- Implementar el modelo matemático presentado en el Capítulo 3. Metodología de cálculo para el impacto ambiental de aceros.
- Ser una herramienta que únicamente requiera la introducción de la composición del acero que se desea calcular.
- Que permita la visualización y análisis de los resultados de impacto y criticidad de los aceros.
- Que permita el registro de diferentes aceros en una base de datos.
- Sea fácilmente actualizable según nuevos datos de impacto ambiental o criticidad de los elementos de aleación publicados en futuros listados de la UE.

## 4.2. Desarrollo de la herramienta Excel

La herramienta desarrollada permite implementar el modelo matemático presentado en el Capítulo 3. Metodología de cálculo para el impacto ambiental de aceros.

Este modelo matemático implica modelar el Inventario de Ciclo de Vida para la producción del acero, en función de la composición de este, y poder obtener así, una simulación del impacto ambiental.

Así, podemos distinguir tres bloques diferenciados para el flujo de datos de la herramienta Excel, mostrados en la Figura 15: los datos de entrada, el modelo matemático y los datos de salida. Estos tres bloques son explicados brevemente en los siguientes subapartados, para más adelante, ser explicadas en detalle las funcionalidades concretas de la herramienta, incluidas en el apartado 4.3.

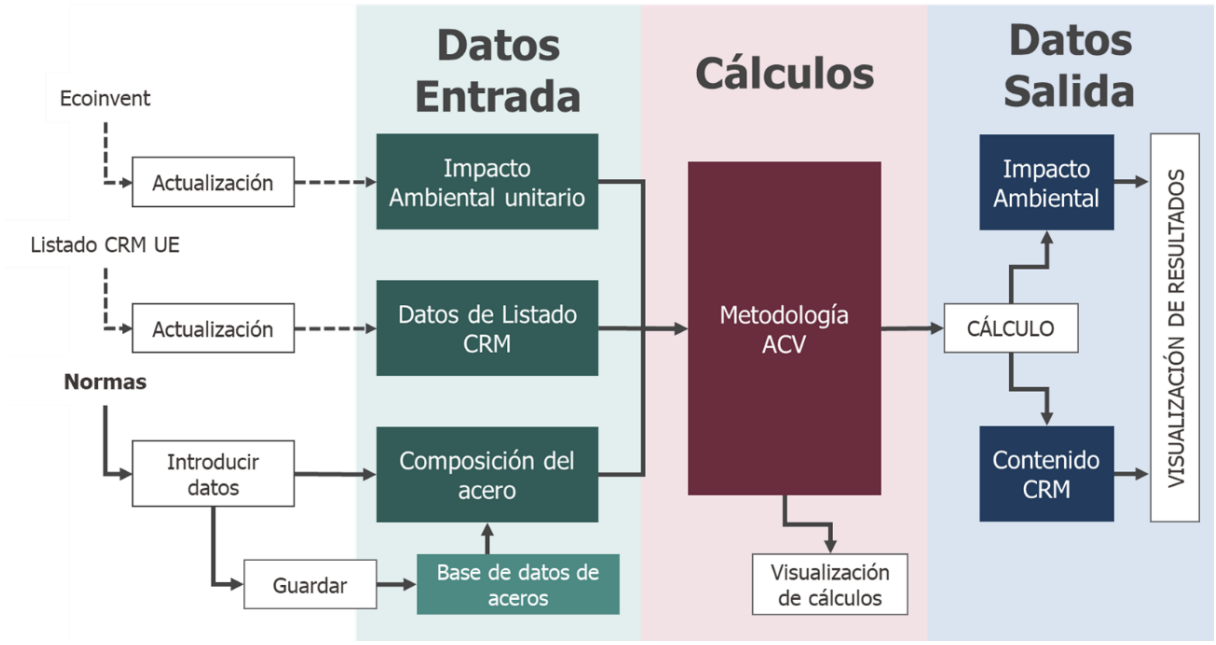



Figura 15. Flujo de datos en la herramienta Excel para el cálculo del impacto ambiental de aceros

### 4.2.1. Datos de entrada y fuentes de datos

La herramienta permite modelar el Inventario de Ciclo de Vida en base a unos datos de entrada: los datos de impacto ambiental, los datos obtenidos de los listados de Materias Primas Críticas de la Unión Europea de los diferentes elementos de aleación y la composición del acero a calcular.

#### *4.2.1.1. Datos de impacto ambiental unitarios*

Son los datos de impacto unitarios de los elementos de aleación, los metales básicos y los recursos de fabricación que intervienen en la producción del acero. Estos datos son obtenidos directamente de la base de datos de Ecoinvent v3.8, de acuerdo con las asignaciones detalladas en la Tabla 6, Tabla 7 y Tabla 8.

En la herramienta desarrollada, se han implementado dos metodologías de cálculo: la metodología ReCiPe 2016 y la metodología CML-IA baseline. Ambas son metodologías ampliamente utilizadas para evaluar el impacto ambiental, sin embargo, tienen alcances y aplicaciones diferentes, los cuales han sido explicados en el apartado 1.4.

Estos datos de impacto ambiental unitario del material pueden ser actualizados debido a cambios en las metodologías de cálculo o en la caracterización de los conjuntos de datos proporcionados por Ecoinvent.

#### *4.2.1.2. Datos de criticidad*

La herramienta, toma también los datos de criticidad de los diferentes elementos que constituyen la composición del acero, y su clasificación como críticos o no. Estos datos vienen recogidos en los informes sobre materias críticas de la Unión Europea, cuya última actualización data del año 2023 [33]. Estos informes asignan valores tanto para el riesgo de suministro como de importancia económica para los materiales considerados como relevantes para la industria europea, y en base a esos resultados, los clasifica como críticos o estratégicos.

Es importante señalar que estos criterios evolucionan con el tiempo, y la Comisión Europea revisa periódicamente la lista de materias primas críticas para reflejar cambios en las condiciones del mercado y en la política.

#### *4.2.1.3. Rangos de composición del material*

Por último, la herramienta precisa para el cálculo del impacto ambiental, los rangos de composición del material que quiere ser modelado. Este último dato, constituye en sí los únicos datos de entrada que ha de proporcionar el usuario de la herramienta para obtener los resultados del impacto ambiental del acero.

Los estándares de acero son sistemas para la clasificación, evaluación y especificación de las propiedades químicas, mecánicas y metalúrgicas de los distintos tipos de acero y aleaciones ferrosas que son utilizadas en la producción de componentes, maquinaria e infraestructuras.

Si bien no existe una estandarización internacional, diferentes conjuntos de normativas propias del acero se han desarrollado en diferentes países, entre las que destacan: los estándares de acero estadounidenses, del AISI, ASTM y SAE, el sistema armonizado de normas europeas EN, los estándares del acero japonés JIS (ampliamente utilizados en Asia y regiones pacíficas), entre otros. En muchos de estos estándares, los aceros son clasificados según una gran variedad de criterios, y generalmente especifican la composición del acero.

De esta forma, el diseñador tiene acceso, bien por normativa o bien por información que pueda proporcionarle el proveedor, o por mediciones realizadas, sobre la composición del acero o los aceros que desea modelar. La introducción de los datos se lleva a cabo mediante una pantalla inicial.

### 4.2.2. Metodología de Análisis de Ciclo de Vida

La herramienta implementa una metodología de cálculo basada en un enfoque de Análisis de Ciclo de Vida (ACV). La metodología implementada ha sido explicada en el capítulo anterior. No obstante, a continuación, se repasan algunos de los sobre el ACV fundamentales para la implementación en la herramienta.

#### *4.2.2.1. Unidad funcional*

La unidad funcional para el cálculo del impacto ambiental es la producción de 1 kg de acero a partir de materias primas, considerando la composición del material (dada como rangos de contenido máximo y mínimo).

#### *4.2.2.2. Cálculo del impacto ambiental máximo, mínimo y promedio*

La composición de los aceros se introduce en la herramienta Excel como un rango de composición, con el máximo y mínimo contenido posible para cada elemento de aleación. Debido a que cada aleante presenta diferentes impactos ambientales, diferente combinación de estos dentro del rango de composición estipulado por norma, puede dar como resultado diferente impacto ambiental. Es por ello, que la herramienta lleva a cabo, en realidad, tres Inventarios de Ciclo de Vida:

- *Composición de mínimo impacto:* esta composición da lugar al menor impacto ambiental posible, asignando el máximo rango de composición a aquellos aleantes que presenten menor impacto ambiental.
- *Composición de máximo impacto:* esta composición da lugar al mayor impacto ambiental posible, asignando el mayor rango de composición a aquellos aleantes que presenten mayor impacto ambiental.
- *Composición promedio:* establece un valor promedio de impacto ambiental entre el máximo y el mínimo.

El impacto ambiental unitario de cada uno de los elementos de aleación serán diferentes para cada una de las categorías de impacto que se incluyan en la herramienta. Es por eso, que para realizar el cálculo del impacto ambiental para una categoría de impacto dada, la herramienta Excel ordenará en primer lugar los elementos de aleación en función de su impacto ambiental unitario. Después realizará la asignación de los elementos de aleación que dé lugar a los tres ICV arriba mencionados, y posteriormente realizará el cálculo de impacto ambiental total del acero. Por tanto, las combinaciones de elementos de aleación que den lugar al impacto máximo y mínimo de un mismo acero, serán diferentes para cada una de las categorías de impacto que se incluyan en la herramienta.

### 4.2.3. Datos de salida

Los datos de salida corresponden a los datos de impacto obtenidos una vez se aplica la metodología anteriormente expuesta. Estos resultados son el impacto máximo y mínimo posible del acero estudiado, así como un resultado promedio. También es posible visualizar el contenido en Materia Prima Crítica para la UE del acero analizado.

Conviene destacar que, a su vez, es posible obtener la composición de entrada para SimaPro en caso de querer introducir el Inventario de Ciclo de Vida particularizado para los aceros en Análisis de Ciclo de Vida realizados en este software.

## 4.3. Funcionalidades de la herramienta

La herramienta desarrollada presenta una serie de funcionalidades que se detallarán a continuación.

### 4.3.1. Introducción de datos de composición

La composición del acero que se desea calcular es introducida desde la hoja principal o "INICIO". Si el acero se encuentra disponible en la base de datos, es posible seleccionarlo desde la lista desplegable. Si, por el contrario, éste no se encuentra ya incluido en dicha base de datos, es posible introducir el rango de la presencia de los diferentes aleantes en la tabla habilitada para ello.




Figura 16. Hoja INICIO de la herramienta de cálculo. Introducir acero

### 4.3.2. Obtención de resultados

Cada vez que se cambia el acero seleccionado de la lista desplegable, la herramienta obtiene los resultados más relevantes del cálculo. Estos se muestran en la hoja principal o "INICIO". Los resultados mostrados son el impacto ambiental (máximo, mínimo y promedio) para la metodología ReCiPe 2016, y para las 11 categorías de impacto de la metodología CML-IA baseline implementadas en la herramienta. Así mismo se muestra el contenido máximo, mínimo y promedio de Materias Primas Críticas (CRM) y los valores de riesgo de suministro e importancia económica del acero seleccionado.

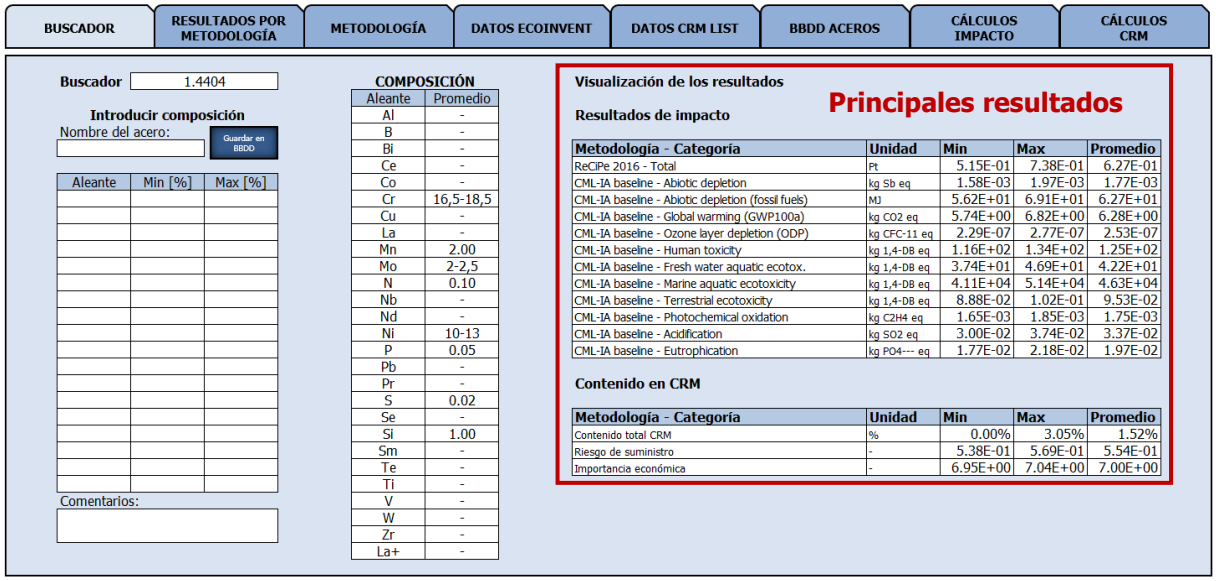



Figura 17. Hoja INICIO de la herramienta de cálculo. Visualización de principales resultados

### 4.3.3. Guardar acero en base de datos

La herramienta dispone de una base de datos, desde la que poder seleccionar los diferentes aceros contenidos en ella y calcular su impacto ambiental. Se ha introducido los datos para la composición de los aceros recogidos en la norma UNE-EN 10088-1 [154] correspondiente a los aceros inoxidables. Es posible incluir en dicha base de datos la composición de algún acero caracterizado previamente, y cuya composición haya sido introducida manualmente en la hoja principal de "INICIO" como acero personalizado.

Para introducir la composición de un nuevo acero, es necesario seleccionar de la lista desplegable del buscador el acero "Personalizado". Una vez se selecciona, la herramienta proporciona un aviso para introducir la composición en la tabla correspondiente.

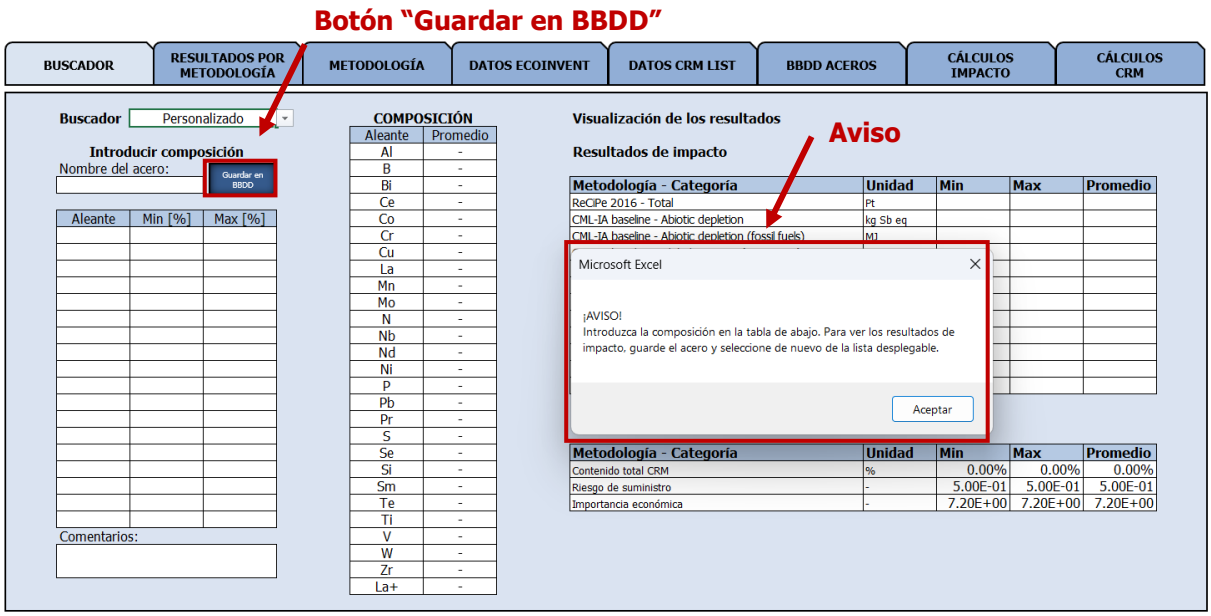



Figura 18. Hoja INICIO de la herramienta de cálculo. Guardar acero en Base de datos

Es posible guardar el acero haciendo *click* en el botón "Guardar acero". La herramienta comprobará que se ha introducido un nombre para el acero, que éste no se encuentra ya registrado en la base de datos, y que contiene, al menos, un elemento de aleación caracterizado. En caso de no cumplirse cualquiera de las premisas, la herramienta comunicará al usuario el aviso correspondiente. Si el acero ha sido guardado con éxito, este podrá verse en la hoja "BBDD ACEROS".

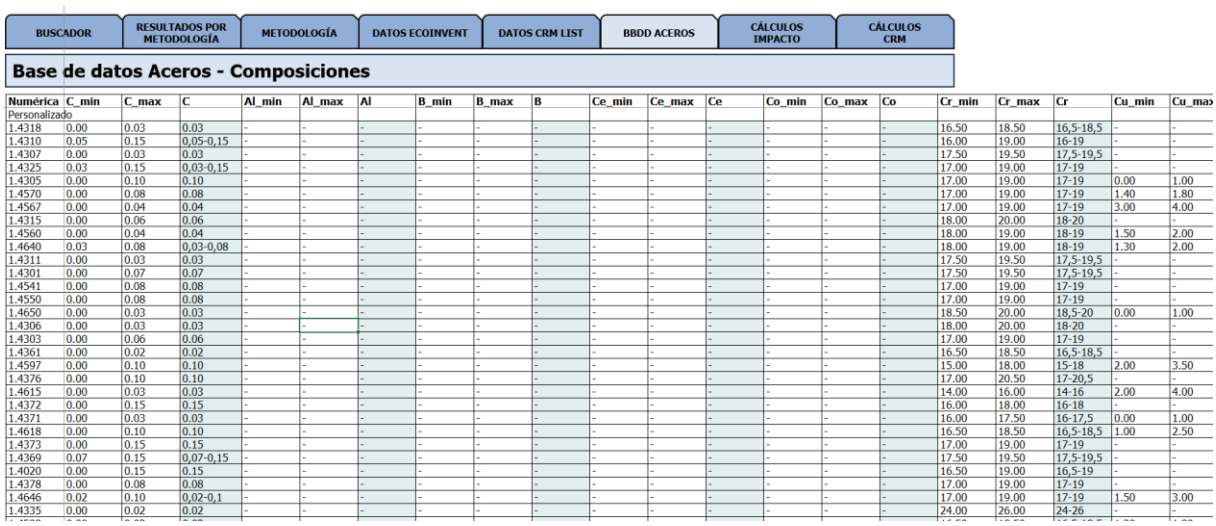



Figura 19. Hoja BBDD ACEROS de la herramienta de cálculo

### 4.3.4. Cálculo del impacto ambiental

A partir de la composición introducida, se calcula el impacto ambiental del acero. Estos cálculos se llevan a cabo en la hoja "CÁLCULOS IMPACTO", desde la cual es posible seleccionar la categoría de impacto mediante una lista desplegable. La metodología empleada para el cálculo del impacto ambiental del acero se describe en el Capítulo 3. Metodología de cálculo para el impacto ambiental de aceros.

La herramienta, primero, ordenará los elementos de aleación en función del impacto ambiental unitario de acuerdo con la metodología y categoría de impacto seleccionada. Después, asignará el contenido de materias primas, cumpliendo los rangos de composición establecidos, que den lugar al máximo y mínimo impacto ambiental, así como el promedio. A partir de estas composiciones, se obtienen los porcentajes de presencia de materiales críticos, así como los del impacto ambiental asociado a estos materiales críticos.

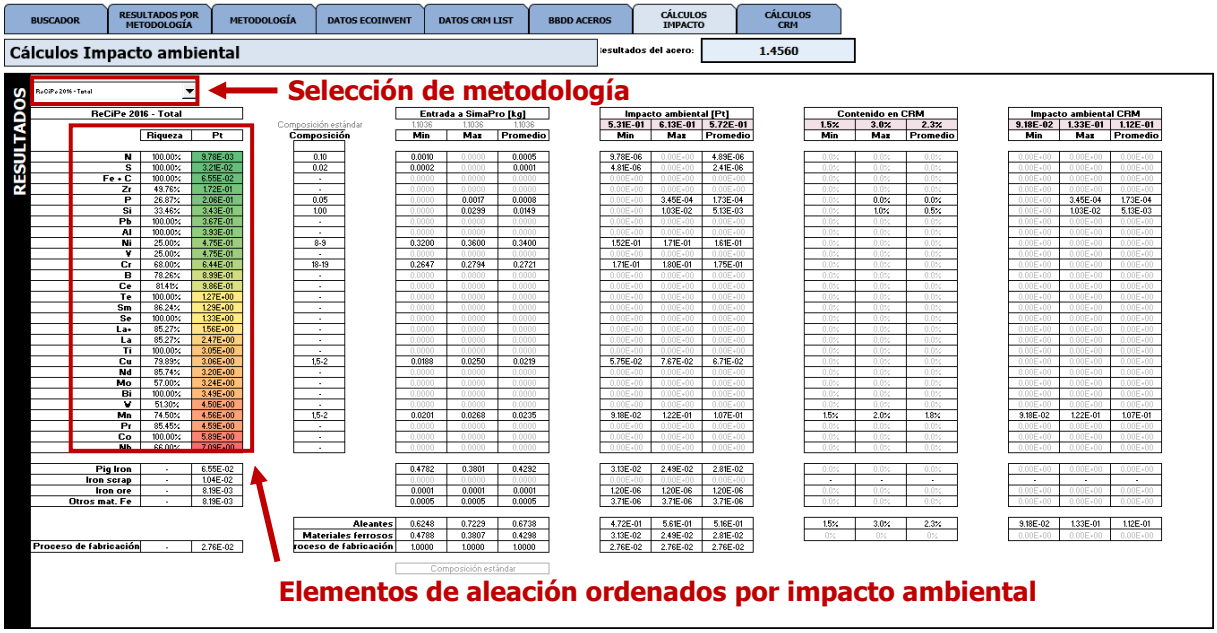



Figura 20. Hoja CALCULOS IMPACTO de la herramienta de cálculo

### 4.3.5. Visualización de resultados por metodología

En la hoja "RESULTADOS POR METODOLOGÍA" se presentan los resultados de forma más detallada. En esta hoja se puede seleccionar el acero entre los disponibles en la base de datos, así como la metodología y categoría de impacto para la que se desean ver los resultados.

Los resultados que se muestran de forma numérica y gráficamente son: impacto ambiental total (mínimo, máximo y promedio), la distribución del impacto entre los elementos de aleación, los materiales ferrosos y el proceso productivo y la contribución al impacto de los diferentes elementos de aleación, el contenido en CRM (mínimo, máximo y promedio), así como su contribución en el impacto general del acero.




Figura 21. Hoja RESULTADOS POR METODOLOGÍA de la herramienta de cálculo

### 4.3.6. Cálculo del riesgo de suministro e importancia económica

De forma análoga al cálculo del impacto ambiental, la hoja "CALCULOS CRM" lleva a cabo el cálculo del riesgo de suministro e importancia económica máxima, mínima y promedio del acero seleccionado.

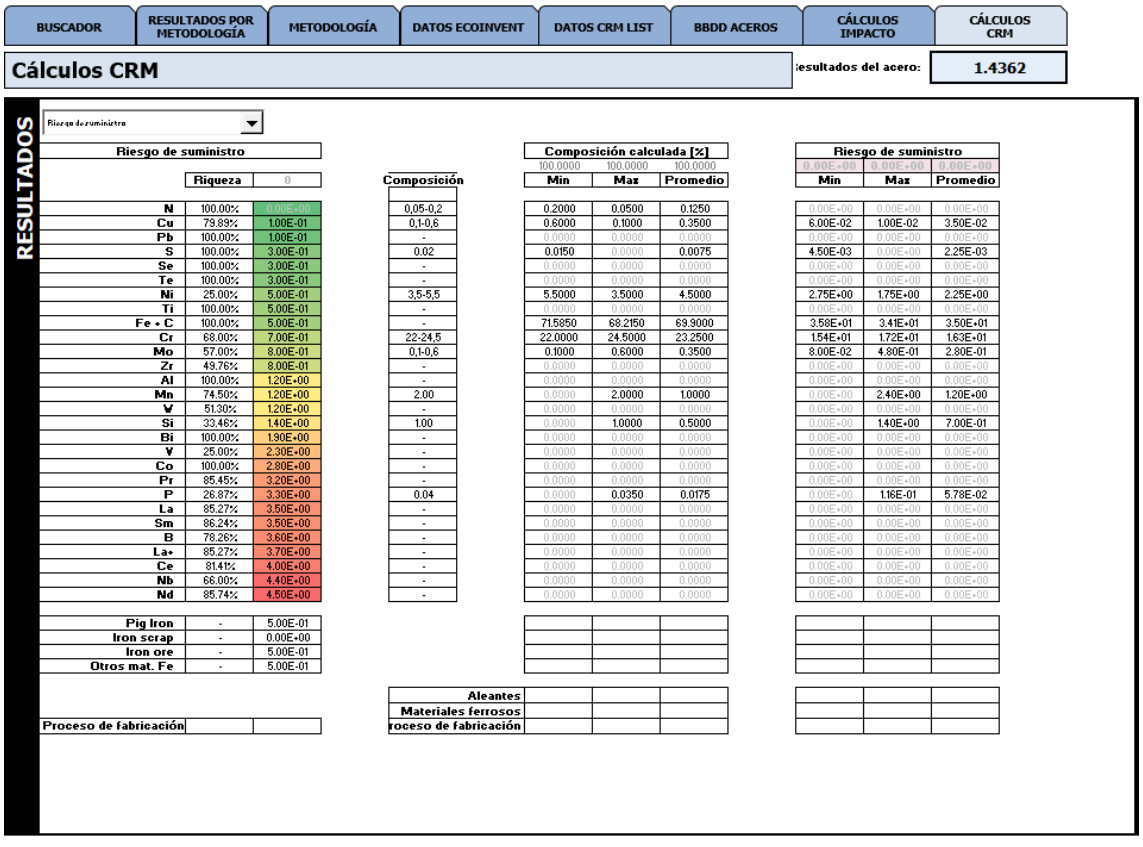



Figura 22. Hoja CÁLCULOS CRM de la herramienta de cálculo

### 4.3.7. Datos de impacto ambiental unitario y factores de criticidad

La herramienta ha sido diseñada de tal forma que es posible actualizar los datos de impacto y los factores de criticidad de forma sencilla, introduciendo esta información en las hojas "DATOS ECOINVENT" y "DATOS CRM LIST" según corresponde. Esta funcionalidad se considera de importancia, especialmente debido a que los factores de criticidad no son estables en el tiempo y su actualización por parte de la Unión Europea está prevista ser utilizada con una periodicidad de 3 años. Así mismo, puede haber cambios en las metodologías de cálculo de impacto ambiental, o en los conjuntos de datos seleccionados para la caracterización del impacto ambiental unitario de los elementos de aleación, los materiales ferrosos o el proceso productivo del acero, que precisen de una actualización de estos datos.

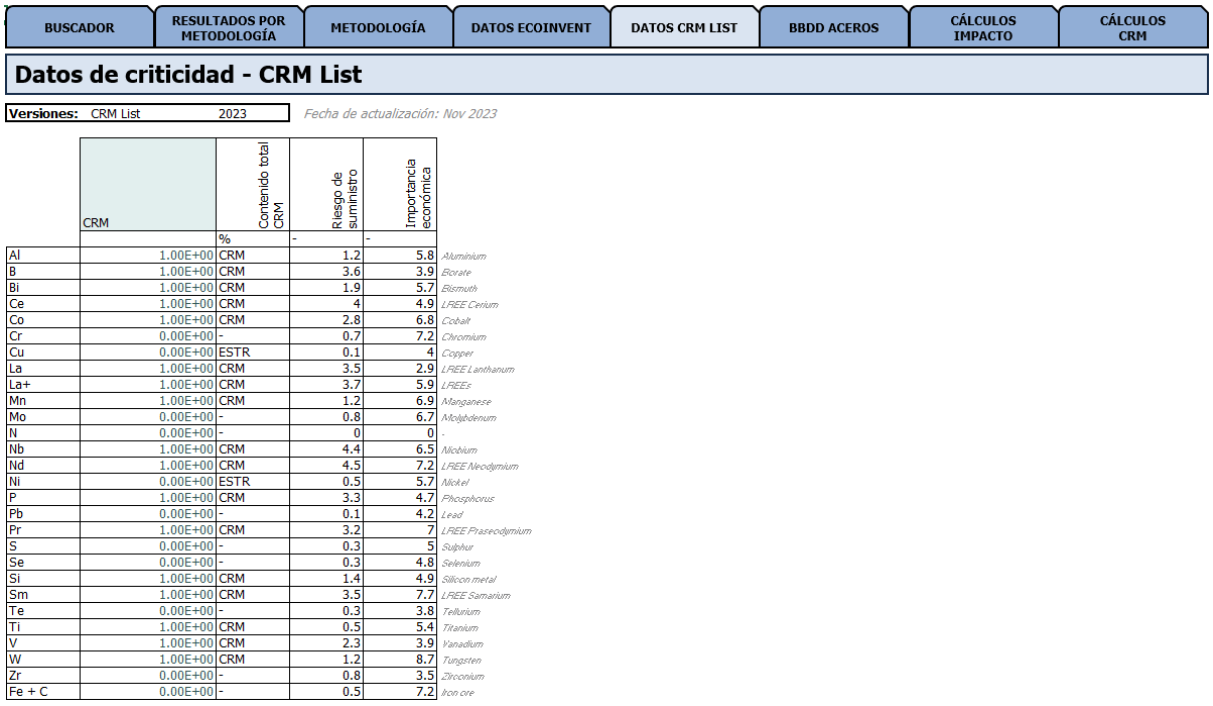
BUSCADOR | RESULTADOS POR METODOLOGÍA | METODOLOGÍA | DATOS ECOINVENT | DATOS CRM LIST | BBDD ACEROS | CÁLCULOS IMPACTO | CÁLCULOS CRM

**Datos de impacto ambiental - Ecoinvent**

| Versiones | Ecoinvent | 3.8 | *Fecha de actualización: Nov 2023* |
|---|---|---|---|
| | SimaPro | 9.3.0.49 | |

| | | Riqueza | ReCiPe 2016 - Total | ReCiPe 2016 - Total | CML-IA baseline - Abiotic depletion | CML-IA baseline - Abiotic depletion (fossil fuels) | CML-IA baseline - Global warming (GWP100a) | CML-IA baseline - Ozone layer depletion (ODP) | CML-IA baseline - Human toxicity | CML-IA baseline - Fresh water aquatic ecotox. | CML-IA baseline - Marine aquatic ecotoxicity | CML-IA baseline - Terrestrial ecotoxicity | CML-IA baseline - Photochemical oxidation | CML-IA baseline - Acidification | CML-IA baseline - Eutrophication | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | % | | Pt | kg Sb eq | MJ | kg CO2 eq | kg CFC-11 eq | kg 1,4-DB eq | kg 1,4-DB eq | kg 1,4-DB eq | kg 1,4-DB eq | kg C2H4 eq | kg SO2 eq | kg PO4--- eq | |
| Al | | 100% | 3.93E-01 | 3.93E-01 | 1.39E-04 | 6.96E+01 | 6.66E+00 | 6.97E-07 | 9.16E+00 | 6.21E+00 | 1.85E+04 | 2.75E-02 | 2.68E-03 | 4.10E-02 | 1.08E-02 | *Al=Aluminium, cast alloy (GLO)\market for\APOS, U* |
| B | | 78% | 8.99E-01 | 8.99E-01 | 6.47E-04 | 1.43E+02 | 1.64E+01 | 6.49E-07 | 2.35E+01 | 1.46E+01 | 2.77E+04 | 3.46E-02 | 4.91E-03 | 1.10E-01 | 2.64E-02 | *B=Boric acid (GLO)\market for\APOS, U* |
| Bi | | 100% | 3.49E+00 | 3.49E+00 | 2.69E-02 | 1.16E+02 | 1.00E+01 | 5.81E-07 | 6.82E+01 | 8.07E+01 | 9.23E+04 | 7.39E-02 | 2.91E-03 | 9.76E-02 | 9.06E-02 | *Bi=Tin (GLO)\market for\APOS, U* |
| Ce | | 81% | 9.86E-01 | 9.86E-01 | 3.85E-04 | 1.46E+02 | 1.47E+01 | 1.30E-06 | 2.91E+01 | 2.36E+01 | 3.83E+04 | 4.40E-02 | 2.93E-03 | 7.40E-02 | 1.03E-01 | *Ce=Cerium oxide (GLO)\market for cerium oxide\APOS, U* |
| Co | | 100% | 5.89E+00 | 5.89E+00 | 1.50E-02 | 6.43E+02 | 4.40E+01 | 4.64E-06 | 1.58E+02 | 1.41E+02 | 2.49E+05 | 6.75E-01 | 2.22E-02 | 5.50E-01 | 1.19E-01 | *Co=Cobalt (GLO)\market for\APOS, U* |
| Cr | | 68% | 6.44E-01 | 6.44E-01 | 3.55E-04 | 4.56E+01 | 5.01E+00 | 1.60E-07 | 3.46E+02 | 5.58E+00 | 9.15E+03 | 3.09E-01 | 1.11E-03 | 2.13E-02 | 7.58E-03 | *Cr=Ferrochromium, high-carbon, 68%Cr (GLO)\market for\APOS, U* |
| Cu | | 80% | 3.06E+00 | 3.06E+00 | 1.04E-02 | 8.73E+01 | 7.16E+00 | 1.09E-06 | 3.87E+02 | 2.19E+02 | 2.54E+05 | 2.38E-01 | 1.50E-02 | 3.90E-01 | 1.18E-01 | *Cu=Copper oxide (GLO)\market for\APOS, U* |
| La | | 85% | 2.47E+00 | 2.47E+00 | 1.86E-03 | 4.05E+02 | 3.87E+01 | 4.27E-06 | 8.26E+01 | 5.95E+01 | 1.10E+05 | 2.13E-01 | 1.04E-02 | 2.39E-01 | 7.84E-01 | *La=Lanthanum oxide (GLO)\market for\APOS, U* |
| La+ | | 85% | 1.56E+00 | 1.56E+00 | 6.72E-04 | 2.99E+02 | 2.44E+01 | 2.79E-06 | 5.68E+01 | 3.74E+01 | 6.87E+04 | 6.75E-02 | 4.90E-03 | 1.37E-01 | 4.44E-02 | *La+=Samarium-europium-gadolinium oxide (GLO)\market for samarium-europium-gadolinium oxide\A* |
| Mn | | 75% | 4.56E+00 | 4.56E+00 | 1.11E-05 | 2.51E+01 | 2.93E+00 | 3.23E-08 | 3.01E+00 | 1.13E+01 | 1.42E+04 | 4.15E-03 | 7.41E-04 | 2.00E-02 | 6.11E-03 | *Mn=Ferromanganese, high-coal, 74.5%Mn (GLO)\market for\APOS, U* |
| Mo | | 57% | 3.24E+00 | 3.24E+00 | 4.11E-02 | 7.26E+01 | 7.10E+00 | 2.73E-07 | 7.23E+02 | 4.78E+02 | 5.39E+05 | 1.06E-01 | 2.12E-03 | 1.02E-01 | 2.47E-01 | *Mo=Molybdenite (GLO)\market for\APOS, U* |
| N | | 100% | 9.78E-03 | 9.78E-03 | 6.34E-07 | 2.53E+00 | 2.18E-01 | 1.32E-08 | 1.19E-01 | 1.56E-01 | 3.95E+02 | 7.06E-04 | 4.13E-05 | 1.03E-03 | 7.67E-04 | *N=Nitrogen, liquid (RER)\market for\APOS, U* |
| Nb | | 66% | 7.09E+00 | 7.09E+00 | 1.54E-04 | 1.20E+02 | 1.13E+01 | 8.52E-07 | 8.12E+01 | 9.82E+01 | 1.27E+05 | 4.70E-02 | 1.02E-02 | 7.77E-02 | 6.45E-02 | *Nb=Ferroniobium, 66%Nb (GLO)\market for ferroniobium, 66%Nb\APOS, U* |
| Nd | | 86% | 3.20E+00 | 3.20E+00 | 2.66E-03 | 5.46E+02 | 5.09E+01 | 5.92E-06 | 1.11E+02 | 7.71E+01 | 1.48E+05 | 3.04E-01 | 1.43E-02 | 3.28E-01 | 1.14E+00 | *Nd=Neodymium oxide (GLO)\market for\APOS, U* |
| Ni | | 25% | 4.75E-01 | 4.75E-01 | 1.27E-04 | 8.84E+01 | 8.42E+00 | 3.59E-07 | 1.07E+01 | 3.95E+01 | 4.04E+04 | 2.33E-02 | 2.17E-03 | 4.69E-02 | 1.34E-02 | *Ni=Ferronickel (GLO)\market for ferronickel\APOS, U* |
| Ni (Al, Al limi | | 100% | 9.27E+00 | 9.27E+00 | 2.25E-03 | 2.12E+02 | 1.68E+01 | 1.31E-06 | 1.32E+02 | 1.64E+02 | 1.53E+05 | 3.53E-01 | 8.37E-02 | 1.81E+00 | 6.35E-02 | *Ni=Ferronickel (GLO)\market for ferronickel\APOS, U* |
| P | | 27% | 2.06E-01 | 2.06E-01 | 1.50E-04 | 1.60E+01 | 1.37E+00 | 1.53E-07 | 5.83E+00 | 5.06E+00 | 1.04E+04 | 8.24E-03 | 1.15E-03 | 2.78E-02 | 9.41E-03 | *P=Phosphoric acid, industrial grade, without water, in 85% solution state (GLO)\market for\APOS, U* |
| Pb | | 100% | 3.67E-01 | 3.67E-01 | 9.24E-04 | 2.29E+01 | 2.10E+00 | 1.30E-07 | 6.71E+00 | 5.50E+00 | 7.97E+03 | 1.57E-02 | 9.62E-04 | 2.00E-02 | 5.93E-03 | *Pb=Lead (GLO)\market for\APOS, U* |
| Pr | | 85% | 4.53E+00 | 4.53E+00 | 3.89E-03 | 7.79E+02 | 7.29E+01 | 8.49E-06 | 1.59E+02 | 1.11E+02 | 2.12E+05 | 4.45E-01 | 2.08E-02 | 4.72E-01 | 1.69E+00 | *Pr=Praseodymium oxide (GLO)\market for\APOS, U* |
| S | | 100% | 3.21E-02 | 3.21E-02 | 2.49E-07 | 7.45E+00 | 1.25E-01 | 1.53E-08 | 5.90E-02 | 2.34E-02 | 7.44E+01 | 1.14E-04 | 4.54E-04 | 1.12E-02 | 7.33E-05 | *S=Sulfur (GLO)\market for\APOS, U* |
| Se | | 100% | 1.33E+00 | 1.33E+00 | 5.06E-03 | 3.87E+01 | 3.35E+00 | 3.56E-07 | 1.18E+02 | 5.85E+01 | 7.05E+04 | 1.01E-01 | 7.87E-03 | 2.03E-01 | 3.37E-02 | *Se=Selenium (GLO)\market for\APOS, U* |
| Si | | 33% | 3.43E-01 | 3.43E-01 | 3.42E-05 | 9.12E+01 | 4.82E+00 | 3.42E-07 | 7.42E+00 | 6.55E+00 | 1.06E+04 | 6.72E-03 | 1.62E-03 | 2.28E-02 | 1.65E-02 | *Si=Ferrosilicon (GLO)\market for\APOS, U* |
| Sm | | 86% | 1.29E+00 | 1.29E+00 | 1.12E-03 | 2.14E+02 | 2.05E+01 | 2.36E-06 | 4.40E+01 | 3.10E+01 | 5.92E+04 | 1.23E-01 | 5.95E-03 | 1.33E-01 | 5.06E-01 | *Sm=Samarium oxide (GLO)\market for samarium oxide\APOS, U* |
| Te | | 100% | 1.27E+00 | 1.27E+00 | 4.29E-03 | 7.40E+01 | 6.78E+00 | 2.41E-07 | 1.01E+02 | 5.11E+01 | 6.56E+04 | 9.33E-02 | 6.74E-03 | 1.74E-01 | 3.57E-02 | *Te=Tellurium, semiconductor-grade (GLO)\market for\APOS, U* |
| Ti | | 100% | 3.05E+00 | 3.05E+00 | 2.17E-04 | 5.11E+02 | 4.71E+01 | 6.08E-06 | 8.42E+01 | 1.60E+02 | 2.28E+05 | 8.63E-02 | 3.34E-02 | 2.57E-01 | 1.02E-01 | *Ti=Titanium (GLO)\market for titanium\APOS, U* |
| V | | 25% | 4.75E-01 | 4.75E-01 | 1.27E-04 | 8.84E+01 | 8.42E+00 | 3.59E-07 | 1.07E+01 | 3.95E+01 | 4.04E+04 | 2.33E-02 | 2.17E-03 | 4.69E-02 | 1.34E-02 | *V=Ferronickel (GLO)\market for ferronickel\APOS, U* |
| W | | 51% | 4.50E+00 | 4.50E+00 | 3.60E-03 | 5.98E+01 | 5.47E+00 | 4.69E-07 | 1.49E+02 | 1.73E+02 | 1.86E+05 | 6.55E-02 | 1.99E-03 | 7.55E-02 | 1.20E-01 | *W=Tungsten concentrate (GLO)\market for tungsten concentrate\APOS, U* |
| Zr | | 50% | 1.72E-01 | 1.72E-01 | 5.28E-05 | 3.76E+01 | 3.30E+00 | 1.23E-06 | 3.26E+00 | 2.40E+00 | 5.80E+03 | 9.07E-03 | 7.28E-04 | 1.92E-02 | 7.15E-03 | *Zr=Zirconium oxide (GLO)\market for\APOS, U* |
| Fe + C | | 100% | 6.55E-02 | 6.55E-02 | 1.62E-06 | 1.45E+01 | 1.66E+00 | 6.85E-08 | 8.42E-01 | 4.96E-01 | 1.51E+03 | 8.60E-04 | 8.80E-04 | 4.98E-03 | 2.32E-03 | *MFe/Iron-Fe/Iron (RER)\market for\APOS, U* |
| | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Iron ore | | - | 8.19E-03 | 8.19E-03 | 2.51E-07 | 1.09E+00 | 8.61E-02 | 1.14E-08 | 3.70E-02 | 2.38E-02 | 5.12E+01 | 1.28E-04 | 3.91E-05 | 1.26E-03 | 2.04E-04 | *Iron ore=Iron ore concentrate (GLO)\market for iron ore concentrate\APOS, U* |
| Iron scrap | | - | 1.04E-02 | 1.04E-02 | 8.38E-06 | 1.44E+00 | 1.25E-01 | 1.72E-08 | 4.37E-01 | 4.50E-01 | 4.37E+02 | 7.41E-04 | 4.42E-05 | 8.13E-04 | 3.02E-04 | *Iron scrap=Iron scrap, sorted & prepared (RER)\market for iron scrap, sorted & prepared\APOS, U* |
| Otros mat. F | | - | 8.19E-03 | 8.19E-03 | 2.51E-07 | 1.09E+00 | 8.61E-02 | 1.14E-08 | 3.70E-02 | 2.38E-02 | 5.12E+01 | 1.28E-04 | 3.91E-05 | 1.26E-03 | 2.04E-04 | *W=raw mat. Fe=Iron ore concentrate (GLO)\market for iron ore concentrate\APOS, U* |
| Pig Iron | | - | 6.55E-02 | 6.55E-02 | 1.62E-06 | 1.45E+01 | 1.66E+00 | 6.85E-08 | 8.42E-01 | 4.96E-01 | 1.51E+03 | 8.60E-04 | 8.80E-04 | 4.98E-03 | 2.32E-03 | *MFe/Iron-Fe/Iron (RER)\market for\APOS, U* |
| Proceso de | | - | 2.76E-02 | 2.76E-02 | 3.85E-07 | 1.06E+00 | 1.98E-01 | 7.74E-09 | 1.34E+00 | 3.25E+00 | 3.21E+03 | 2.40E-04 | 6.71E-05 | 3.98E-04 | 8.29E-04 | *MGLOBAL\STEEL\EAF\APOS=Steel, unalloyed (RER)\steel production, converter, unalloyed\APOS, U* |

Figura 23. Hoja DATOS ECOINVENT de la herramienta de cálculo




| | CRM | Contenido total CRM | Riesgo de suministro | Importancia económica | |
|---|---|---|---|---|---|
| | | % | - | - | |
| Al | 1.00E+00 | CRM | 1.2 | 5.8 | *Aluminium* |
| B | 1.00E+00 | CRM | 3.6 | 3.9 | *Borate* |
| Bi | 1.00E+00 | CRM | 1.9 | 5.7 | *Bismuth* |
| Ce | 1.00E+00 | CRM | 4 | 4.9 | *LREE Cerium* |
| Co | 1.00E+00 | CRM | 2.8 | 6.8 | *Cobalt* |
| Cr | 0.00E+00 | - | 0.7 | 7.2 | *Chromium* |
| Cu | 0.00E+00 | ESTR | 0.1 | 4 | *Copper* |
| La | 1.00E+00 | CRM | 3.5 | 2.9 | *LREE Lanthanum* |
| La+ | 1.00E+00 | CRM | 3.7 | 5.9 | *LREEs* |
| Mn | 1.00E+00 | CRM | 1.2 | 6.9 | *Manganese* |
| Mo | 0.00E+00 | - | 0.8 | 6.7 | *Molybdenum* |
| N | 0.00E+00 | - | 0 | 0 | - |
| Nb | 1.00E+00 | CRM | 4.4 | 6.5 | *Niobium* |
| Nd | 1.00E+00 | CRM | 4.5 | 7.2 | *LREE Neodymium* |
| Ni | 0.00E+00 | ESTR | 0.5 | 5.7 | *Nickel* |
| P | 1.00E+00 | CRM | 3.3 | 4.7 | *Phosphorus* |
| Pb | 0.00E+00 | - | 0.1 | 4.2 | *Lead* |
| Pr | 1.00E+00 | CRM | 3.2 | 7 | *LREE Praseodymium* |
| S | 0.00E+00 | - | 0.3 | 5 | *Sulphur* |
| Se | 0.00E+00 | - | 0.3 | 4.8 | *Selenium* |
| Si | 1.00E+00 | CRM | 1.4 | 4.9 | *Silicon metal* |
| Sm | 1.00E+00 | CRM | 3.5 | 7.7 | *LREE Samarium* |
| Te | 0.00E+00 | - | 0.3 | 3.8 | *Tellurium* |
| Ti | 1.00E+00 | CRM | 0.5 | 5.4 | *Titanium* |
| V | 1.00E+00 | CRM | 2.3 | 3.9 | *Vanadium* |
| W | 1.00E+00 | CRM | 1.2 | 8.7 | *Tungsten* |
| Zr | 0.00E+00 | - | 0.8 | 3.5 | *Zirconium* |
| Fe + C | 0.00E+00 | - | 0.5 | 7.2 | *Iron ore* |

Figura 24. Hoja DATOS CRM de la herramienta de cálculo

### 4.3.8. Datos de la metodología

Así mismo, también se ha implementado una hoja "METODOLOGÍA", donde se recoge la información relevante de la metodología implementada para su consulta.

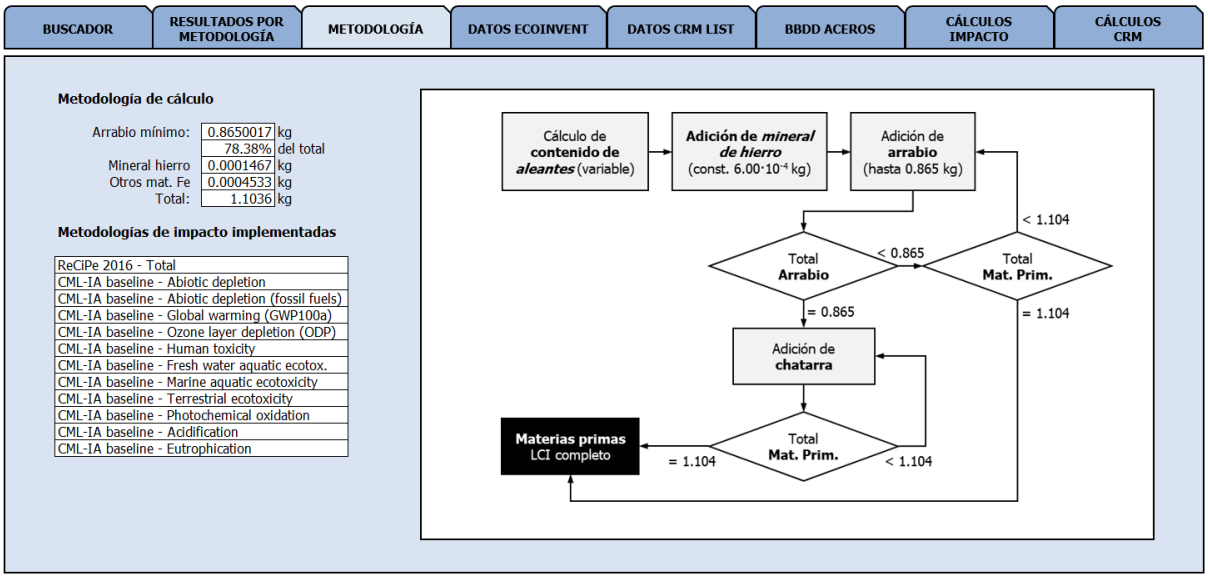



Figura 25. Hoja METODOLOGÍA de la herramienta de cálculo

## 4.4. Herramienta para el monitoreo de impacto ambiental y contenido en CRM por lotes

La preocupación global por los problemas ambientales ha impulsado el desarrollo de multitud de métodos y herramientas de ecodiseño, muchos de ellos publicados en la literatura durante los últimos veinte años. Sin embargo, hoy en día existen numerosas barreras que impiden una implementación real y efectiva en los sectores industriales, especialmente en las empresas manufactureras [10].

Estas metodologías deben ser fácilmente aplicables por las empresas, ya que su incorporación al desarrollo práctico de ella puede contribuir significativamente a la reducción del impacto ambiental y a una gestión más eficiente de los recursos. Además, la incorporación de conceptos teóricos a la práctica empresarial promoverá una transición más efectiva hacia prácticas más sostenibles y respetuosas con el medio ambiente.

Con este fin, se ha desarrollado una herramienta más simplificada que la mostrada en los subapartados anteriores, pero basada en ella, que permite el cálculo del impacto ambiental y el monitoreo del contenido de CRM de diferentes lotes de aceros, considerando la composición exacta de cada lote del material, el cual se puede obtener mediante análisis de espectrometría. Esto contribuye a una mejor comprensión del uso de CRM, y a un mejor control de la gestión de los recursos (especialmente los escasos) por parte de las empresas. Esta herramienta permite a las empresas monitorear el uso real de CRM y generar informes anuales sobre el impacto ambiental real y el consumo de CRM.

### 4.4.1. Objetivo y alcance

La aplicación perseguirá diferentes objetivos:

- Por un lado, desarrollar una aplicación que permita el cálculo del impacto ambiental y la cuantificación del contenido en CRM, dada una composición exacta de muestras de material mediante técnicas analíticas.
- Obtener un histórico de los resultados de impacto ambiental y contenido de CRM, permitiendo el análisis del consumo de materiales en una planta de fabricación, así como una estimación de la demanda anual de CRM.
- Posibilitar la elaboración de informes sobre el contenido del CRM, de acuerdo con lo establecido en la norma EN 45558 [34].

Con el desarrollo de la aplicación, se espera que, al evaluar el contenido de CRM y monitorear su consumo a lo largo del tiempo, se pueda reducir el uso de CRM y monitorear la dependencia de estos materiales, contribuyendo a un uso más sostenible y eficiente de los recursos disponibles. Esta herramienta también permite generar informes anuales que podrían utilizarse para favorecer un ciclo de mejora continua del comportamiento ambiental de una empresa.

### 4.4.2. Proceso de recopilación de datos

Para poder llevar a cabo el cálculo del impacto ambiental y la cuantificación del contenido de CRM, es necesario recopilar los datos de composición. Es esencial recopilar información detallada de la composición química exacta de los diferentes lotes. Esta información puede obtenerse de las especificaciones técnicas, los certificados de materiales o directamente de las pruebas en muestras de lotes. Dichas pruebas incluyen la Espectrometría de Emisión Óptica (OES) (Figura 26), la Fluorescencia de Rayos X (XRF) (Figura 27) o la Espectrometría de Masas de Plasma Acoplado Inductivamente (IPS-MS) [155].



Figura 26. Espectrómetro de emisión óptica Spectro, modelo Spectrotest TXC25 [156]



Figura 27. Analizador por fluorescencia de rayos X Niton modelo XL3t 700 [157]

Si bien el analizador por fluorescencia de rayos X es una práctica empleada por muchas empresas, cabe destacar que tiene ciertas limitaciones. Por ejemplo, no es capaz de medir rangos de composición de elementos de bajo peso atómico, como es el caso del aluminio o el magnesio, dando

como resultado composiciones poco precisas, especialmente para el caso de los metales, para los cuales es preferible utilizar técnicas como la espectrometría de emisión óptica.

Una vez obtenidas las composiciones de los materiales, estos datos deben integrarse en la herramienta de cálculo del impacto ambiental del contenido de acero y CRM. Además, si se conoce la especificación de composición del material (basada en información de las normas), es posible comprobar si la composición real del material está dentro del rango establecido por la norma.

Con la composición exacta del material introducida, es posible calcular el impacto ambiental de diferentes tipos y lotes de acero, de la misma forma que se realiza en la aplicación de cálculo de impacto ambiental explicada en subapartado 4.2.

### 4.4.3. Funcionalidades de la aplicación

Considerado el flujo de datos que lleva a cabo la herramienta, las funcionalidades implementadas en ella se explican a continuación.

#### *4.4.3.1. Introducción de la composición del lote*

El usuario puede introducir la composición obtenida por medio del análisis químico de la composición del lote. Conocidos los rangos de la composición del material, establecido por norma, la herramienta indica si existen discrepancias entre la composición real y los requisitos de la norma. Es común encontrar discrepancias entre ambos resultados.

Para cada lote, es necesario registrar la referencia de lote y la cantidad de kilos de material recepcionados en la planta manufacturera. La información completa del lote se puede registrar para analizar los resultados anuales e históricos.

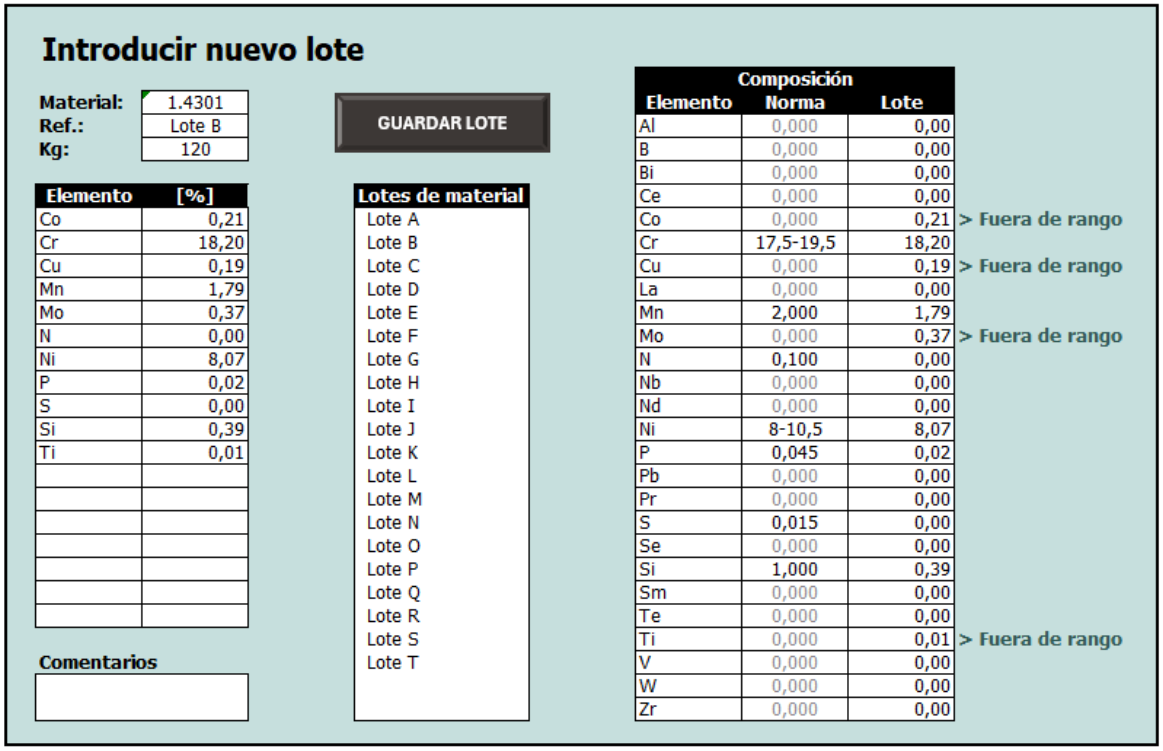



Figura 28. Hoja de INICIO para la introducción de datos del lote

### *4.4.3.2. Resultados por lote*

Una vez los datos de composición han sido introducidos, es posible visualizar los resultados del impacto ambiental del lote. Estos resultados pueden ser analizados según las dos metodologías implementadas en la herramienta:

- ReCiPe 2016 EndPoint (H) V1.03 / World (2010) H/A
- CML-IA baseline V3.05 / EU25

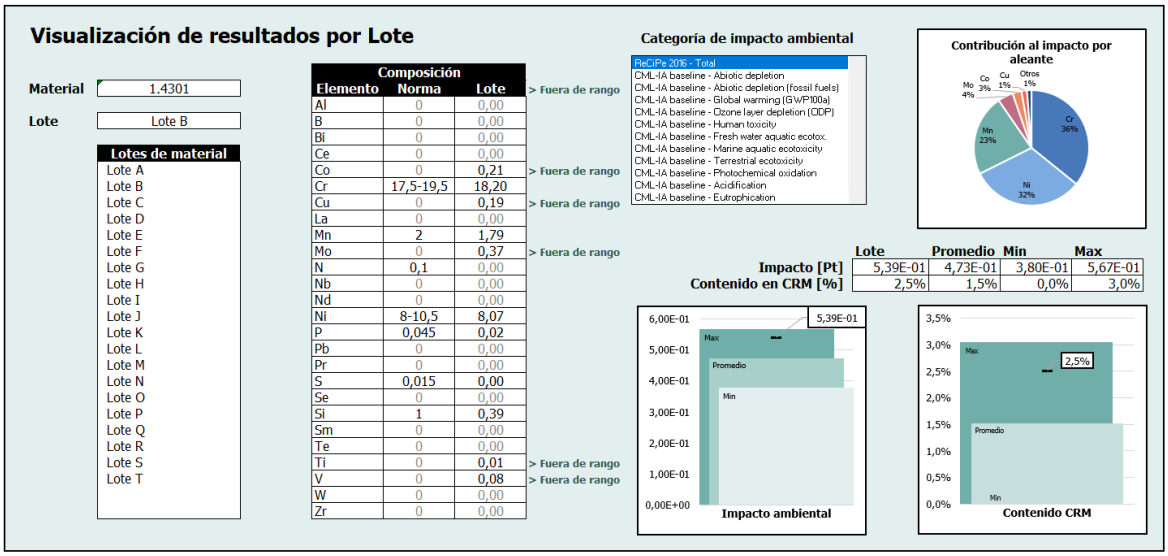



Figura 29. Visualización de resultados por lote

#### *4.4.3.3. Histórico de resultados de la planta manufacturera*

La información registrada sobre los diferentes lotes de material puede ser analizada de forma agregada, con el obtenido de analizar las diferencias en composición de los diferentes lotes, así como el consumo acumulado de CRM según el último listado publicado por la Unión Europea en el año 2023 [33].

Este histórico de resultados se puede analizar para toda la capacidad de producción de la planta o considerando un grado de acero específico. Además, conociendo la previsión de demanda anual, es posible estimar el uso anual de CRM en función del consumo de CRM acumulado previamente.

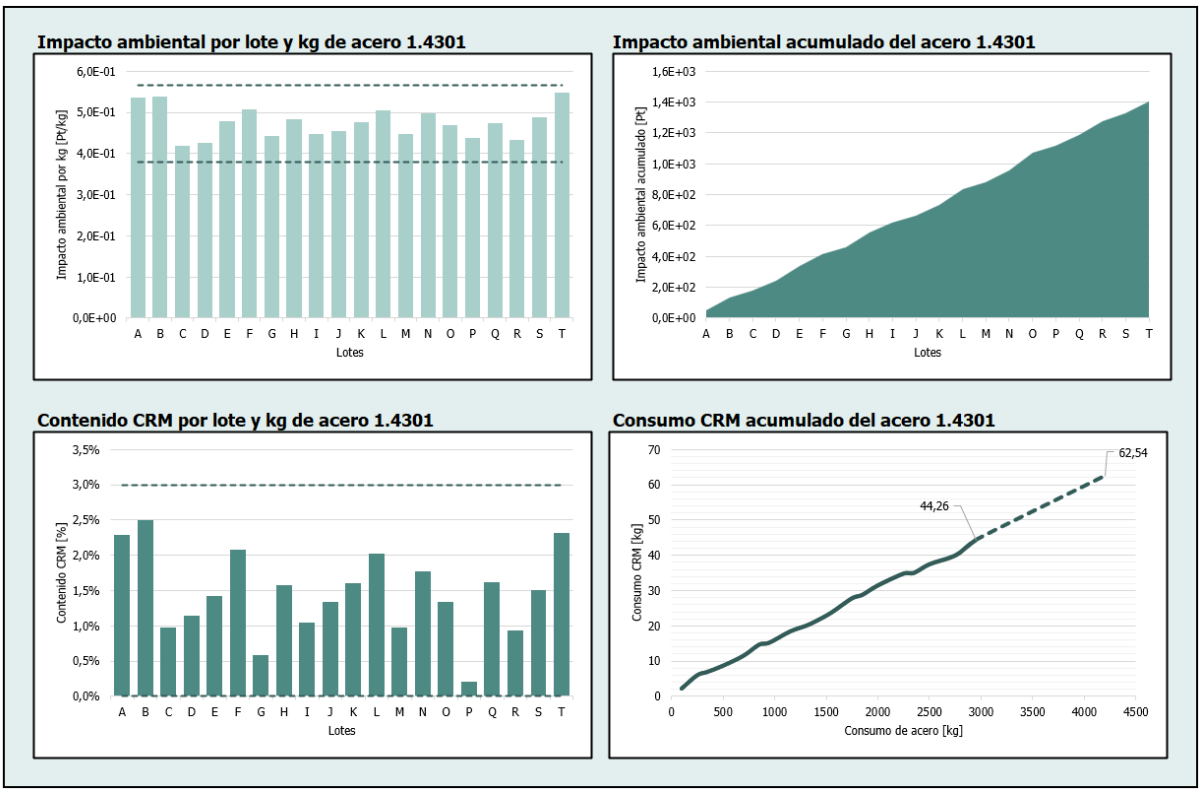



Figura 30. Histórico de resultados para un acero en concreto

#### *4.4.3.4. Informes de contenido en Materias Primas Críticas*

A pesar de que actualmente no existe una legislación que obligue a cuantificar el contenido de Materias Primas Críticas, en 2019 se publicó la Norma Europea (EN) 45558:2019 "Método general para declarar el uso de materias primas críticas en productos relacionados con la energía" [34].

A partir de los datos introducidos en la herramienta, es posible generar un informe para la comunicación del contenido en CRM de acuerdo con las directrices de esta norma.

# Capítulo 5

## Casos de estudio aplicando la metodología desarrollada

En el presente capítulo se van a explicar diferentes casos de estudio en los que se ha empleado la metodología para la particularización del impacto ambiental de los aceros, haciendo empleo de la aplicación en Excel desarrollada para tal fin.

### 5.1 Análisis de aceros empleados en cocinas de inducción

Con el objetivo de demostrar la usabilidad de la metodología de cálculo planteada, se establece un caso de estudio para analizar el impacto ambiental de 10 aleaciones de acero comúnmente utilizadas en la fabricación de cocinas de inducción. El acero es el segundo material (por peso) más empleado en cocinas de inducción estándar.

La Tabla 10 muestra la composición de estos 10 aceros. Estas composiciones han sido obtenidas de diferentes normas que establecen las condiciones de suministro de las calidades de acero analizadas, incluyendo la composición entre otros parámetros. Estos materiales, en caso de hacer empleo de una base de datos genérica (en lugar de ser particularizados por medio de la metodología planteada), deberían ser aproximados de acuerdo a las tres categorías de acero disponibles en la base de datos de Ecoinvent.

- Aceros no aleados: EN-10270 SH y 1.0347
- Aceros aleados: 1.0917, 1.0951, 1.1231 y 1.5525
- Aceros inoxidables: 1.4016, 1.4104, 1.4301 y 1.4509

La Tabla 10 muestra también las composiciones promedio de estos aceros incluidos en la base de datos de Ecoinvent v3.8, dada por sus conjuntos de datos.

Tabla 10. Composición de las calidades de acero analizadas

| Material | | C | Si | Mn | P | S | Cr | Cu | Otros | Fuente |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Aceros no aleados** | | | | | | | | | | |
| Ecoinvent | Av. | - | - | 0.45 | - | - | - | - | - | Unalloyed [46] |
| 10270 SH | Min | 0.35 | 0.10 | 0.40 | | | - | | - | EN 10270-1 [158] |
| | Max | 1.00 | 0.30 | 1.20 | 0.035 | 0.035 | | 0.20 | | |
| 1.0347 | Min | | - | | | | - | - | - | EN 10152 [159] |
| | Max | 0.10 | | 0.45 | 0.035 | 0.035 | | | | |
| **Aceros aleados** | | | | | | | | | | |
| Ecoinvent | Av. | - | - | 1.14 | | | | | Mo: 0.035<br>Ni: 1.125 | Low-alloyed [45] |
| 1.0917 | Min | | | | | | - | - | Ti: 0.30 | EN 10346 [160] |
| | Max | 0.18 | 0.50 | 1.20 | 0.12 | 0.045 | | | | |
| 1.0951 | Min | | | | | | - | - | Ti: 0.30 | EN 10346 [160] |
| | Max | 0.12 | 0.50 | 0.60 | 0.10 | 0.045 | | | | |
| 1.1231 | Min | 0.65 | 0.15 | 0.60 | | | | | Mo: 0.10<br>Ni: 0.40 | EN 10132 [161] |
| | Max | 0.73 | 0.35 | 0.90 | 0.025 | 0.025 | 0.40 | 0.30 | | |
| 1.5525 | Min | 0.18 | | 0.90 | | | | | Al:>0.02<br>B: 0.0008-<br>0.005 | EN 10269 [162] |
| | Max | 0.23 | 0.3 | 1.20 | 0.025 | 0.025 | 0.3 | 0.25 | | |
| **Aceros inoxidables** | | | | | | | | | | |
| Ecoinvent | Av. | - | - | - | - | - | 18.0 | - | Ni: 8.0 | 18/8 [47] |
| 1.4016 | Min | | | | | | 16.0 | | | |
| | Max | 0.08 | 1.00 | 1.00 | 0.04 | 0.015 | 18.0 | - | - | EN 10088-2 [163] |
| 1.4104 | Min | 0.10 | | | | 0.15 | 15.5 | | Mo: 0.20-<br>0.60 | EN 10088-3 [164] |
| | Max | 0.17 | 1.00 | 1.50 | 0.04 | 0.35 | 17.5 | - | | |
| 1.4301 | Min | | | | | | 17.5 | | N: 0.10<br>Ni: 8.0-<br>10.5 | EN 10088-2 [163] |
| | Max | 0.07 | 1.00 | 2.00 | 0.045 | 0.015 | 19.5 | - | | |
| 1.4509 | Min | | | | | | 17.5 | | Ti: 0.10-<br>0.60 | EN 10088-2 [163] |
| | Max | 0.03 | 1.00 | 1.00 | 0.04 | 0.015 | 18.5 | - | | |

### 5.1.1. Evaluación del Ciclo de Vida

#### *5.1.1.1. Resultados de impacto ambiental*

A partir de las composiciones obtenidas de las normas y utilizando la metodología presentada en el apartado 3.3.3, se llevó a cabo un Inventario de Ciclo de Vida (ICV) para las 10 calidades de acero incluidas en el caso de estudio. Estos inventarios particularizados según la composición real del acero permitieron un cálculo más preciso del impacto ambiental. La Tabla 11 muestra los resultados del impacto medioambiental por kilogramo de material para los distintos grados de acero analizados, según la metodología ReCiPe 2016, y para las 11 categorías de impacto recogidas en la metodología CML. Los resultados presentados en esta tabla son el porcentaje del impacto respecto a los valores obtenidos para cada tipo de acero genérico de Ecoinvent, considerando este valor como la referencia del 100%.

Tabla 11. Resultados de impacto aceros empleados en cocinas de inducción

| | | ReCiPe 2016 [mPt] | Abiotic depletion [kg Sb eq] | Abiotic depletion (fossil fuels) [MJ] | Global warming (GWP100y) [kg $CO_2$ eq] | Ozone layer depletion (ODP) [kg CFC-11 eq] | Human toxicity [kg 1,4-DB eq] | Freshwater aquatic ecotox. [kg 1,4-DB eq] | Marine aquatic ecotoxicity [kg 1,4-DB eq] | Terrestrial ecotoxicity [kg 1,4-DB eq] | Photochemical oxidation [kg $C_2H_4$ eq] | Acidification [kg $SO_2$ eq] | Eutrophication [kg $PO_4^{3-}$ eq] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Carbon Steel** | Ecoinvent | 1.14E-01<br>100% | 3.80E-06<br>100% | 1.41E+01<br>100% | 1.68E+00<br>100% | 7.16E-08<br>100% | 2.23E+00<br>100% | 3.85E+00<br>100% | 4.70E+03<br>100% | 1.18E-03<br>100% | 8.43E-04<br>100% | 5.02E-03<br>100% | 2.94E-03<br>100% |
| | 10270 SH | 123.9% | 447.9% | 105.4% | 103.0% | 105.2% | 125.6% | 109.5% | 109.6% | 130.0% | 103.8% | 114.5% | 109.4% |
| | 1.0347 | 88.1% | 102.2% | 99.6% | 99.5% | 99.8% | 99.0% | 99.2% | 99.3% | 99.5% | 99.8% | 99.2% | 99.6% |
| **Alloy Steel** | Ecoinvent | 1.79E-01<br>100% | 3.44E-05<br>100% | 1.83E+01<br>100% | 2.08E+00<br>100% | 8.78E-08<br>100% | 3.22E+00<br>100% | 6.00E+00<br>100% | 6.96E+03<br>100% | 2.29E-03<br>100% | 9.46E-04<br>100% | 7.33E-03<br>100% | 3.73E-03<br>100% |
| | 1.0917 | 73.0% | 13.4% | 85.4% | 86.1% | 95.2% | 75.7% | 69.4% | 74.3% | 60.0% | 96.0% | 77.3% | 87.0% |
| | 1.0951 | 62.7% | 13.2% | 84.9% | 85.5% | 94.8% | 74.6% | 68.6% | 73.4% | 59.3% | 95.7% | 76.1% | 86.2% |
| | 1.1231 | 83.3% | 178.8% | 87.1% | 87.7% | 90.9% | 148.6% | 84.9% | 88.1% | 125.1% | 96.0% | 88.9% | 97.8% |
| | 1.5525 | 89.2% | 62.1% | 82.9% | 84.8% | 88.7% | 115.5% | 72.3% | 76.7% | 103.5% | 94.1% | 82.8% | 88.3% |
| **Stainless Steel** | Ecoinvent | 3.84E-01<br>100% | 1.36E-04<br>100% | 4.90E+01<br>100% | 5.08E+00<br>100% | 2.00E-07<br>100% | 9.68E+01<br>100% | 1.76E+01<br>100% | 1.93E+04<br>100% | 9.00E-02<br>100% | 1.51E-03<br>100% | 2.36E-02<br>100% | 8.31E-03<br>100% |
| | 1.4016 | 72.6% | 67.1% | 53.2% | 57.5% | 55.2% | 91.7% | 29.7% | 36.2% | 87.1% | 73.2% | 43.8% | 59.5% |
| | 1.4104 | 81.2% | 224.4% | 53.6% | 57.8% | 55.5% | 93.0% | 43.9% | 50.8% | 85.4% | 73.5% | 46.5% | 79.7% |
| | 1.4301 | 123.3% | 107.1% | 110.6% | 108.4% | 109.8% | 103.4% | 112.6% | 112.0% | 103.9% | 105.0% | 111.4% | 110.3% |
| | 1.4509 | 77.6% | 71.4% | 57.7% | 61.6% | 66.3% | 97.2% | 33.3% | 40.9% | 92.5% | 79.8% | 48.6% | 64.6% |

Estos mismos resultados, mostrados comparativamente en una gráfica (Figura 31), permiten ver la variabilidad del impacto entre los diferentes tipos de acero (al carbono, aleado o inoxidable).

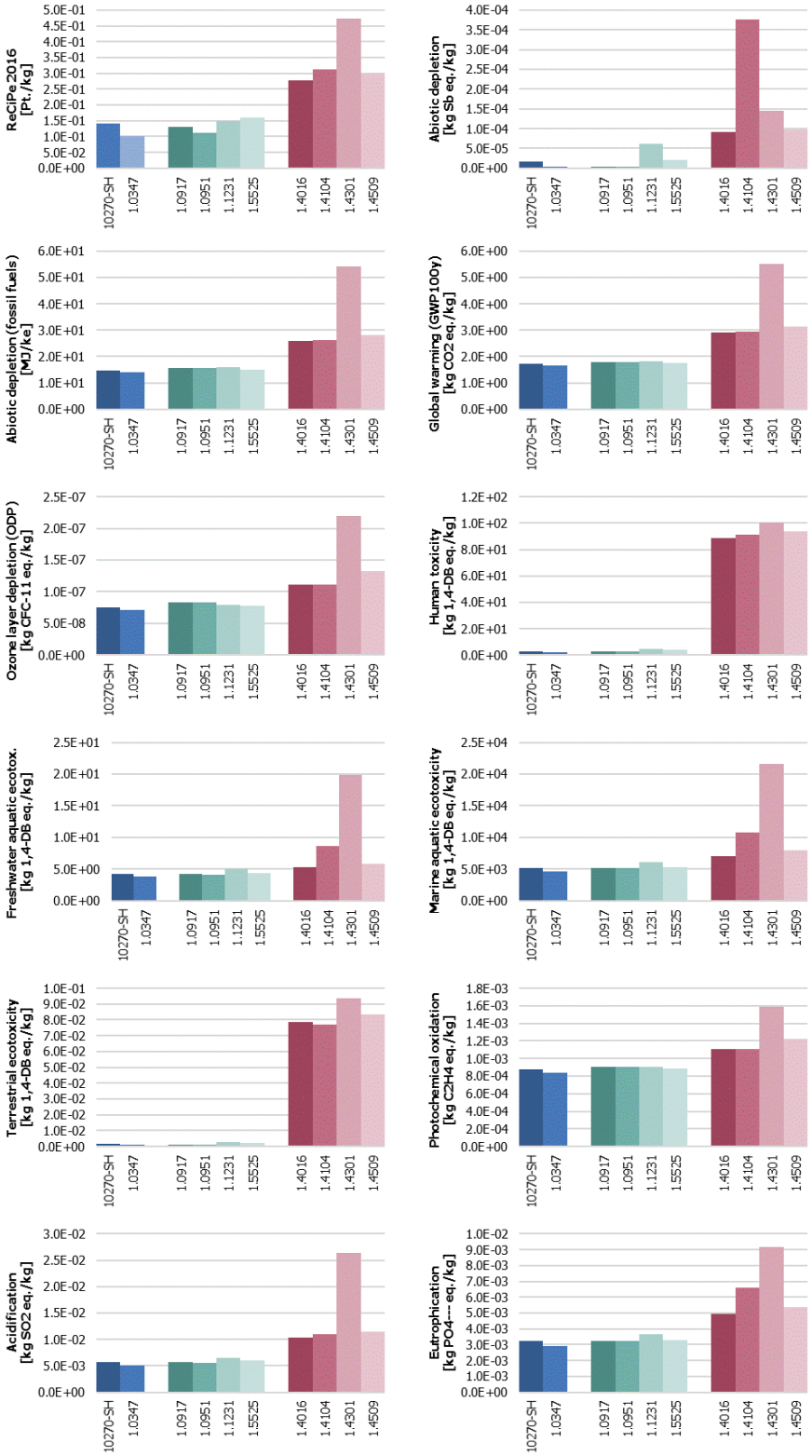
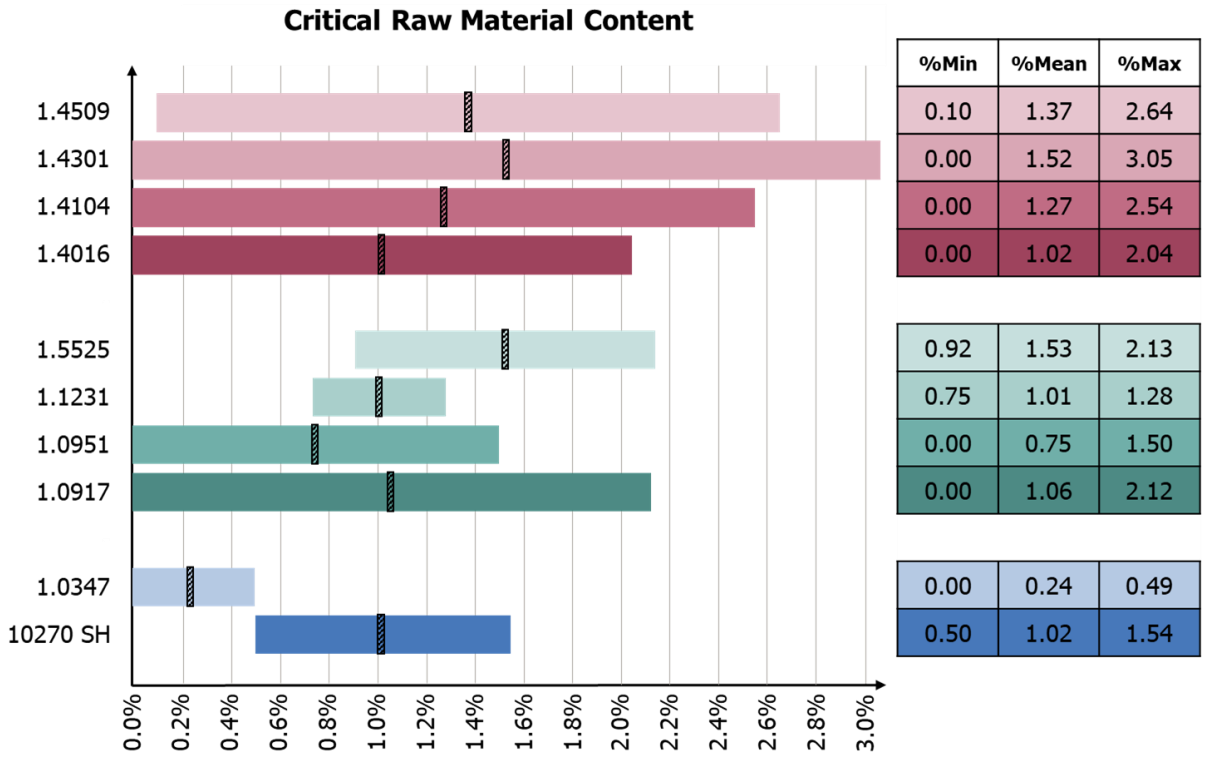



Figura 31. Comparación del impacto ambiental para los grados de acero analizados

#### *5.1.1.2. Contenido en Materias Primas Críticas (CRM)*

Una vez establecido los Inventarios de Ciclo de Vida que dan lugar al máximo y mínimo impacto ambiental, se ha calculado así mismo el contenido en Materias Primas Críticas (CRM) para la Unión Europea. Este contenido se muestra a continuación, en la Figura 32.




| %Min | %Mean | %Max |
|---|---|---|
| 0.10 | 1.37 | 2.64 |
| 0.00 | 1.52 | 3.05 |
| 0.00 | 1.27 | 2.54 |
| 0.00 | 1.02 | 2.04 |
| 0.92 | 1.53 | 2.13 |
| 0.75 | 1.01 | 1.28 |
| 0.00 | 0.75 | 1.50 |
| 0.00 | 1.06 | 2.12 |
| 0.00 | 0.24 | 0.49 |
| 0.50 | 1.02 | 1.54 |

Figura 32. Contenido CRM según listado 2023

### 5.1.2. Interpretación de los resultados

#### *5.1.2.1. Resultados de impacto ambiental de aceros. Metodología ReCiPe 2016*

***Aceros no aleados:***

El acero 10270-SH tiene un impacto 23.9% superior del acero no aleado genérico de Ecoinvent. Esto es debido a que contiene un 0.8% de contenido en manganeso y un 0.1% de cobre, ambos aleantes con un alto impacto ambiental según la metodología ReCiPe 2016. Analizando estos elementos de aleación en Ecoinvent, la producción del manganeso genera impacto ambiental a través de la gestión de residuos durante el proceso de fabricación en un horno eléctrico, mientras que el impacto del cobre proviene de la fundición de concentrados de cobre para producir ánodos de cobre, y de la electrorrefinación de ánodos de cobre para producir cátodos de cobre de alta pureza.

El acero 1.0347, el cual tiene un contenido medio de manganeso de 0.225% tiene el menor impacto ambiental, un 11.9% menos que el acero no aleado genérico de Ecoinvent.

***Aceros aleados:***

Todas las calidades de acero aleado estudiadas tienen un impacto medioambiental inferior al del acero aleado genérico de Ecoinvent, oscilando entre un 62.7% y un 89.2% menos de impacto. El manganeso sigue siendo el elemento de aleación con mayor impacto presente en todas las aleaciones de acero estudiadas. Otros elementos de aleación relevantes son el molibdeno, el cobre y el titanio, cuyos respectivos impactos ambientales proceden de la gestión de residuos sulfídicos, la fundición de concentrados de cobre para producir ánodos de cobre y el proceso de cloración, refinado y reducción del titanio a partir del tetracloruro de titanio. Sin embargo, como estos elementos están presentes en proporciones similares en las cuatro calidades de acero aleados estudiadas, el manganeso es el que más influye en el impacto ambiental total. El acero 1.0951 es el de menor impacto porque tiene el contenido medio de manganeso más bajo (0.3%).

***Aceros inoxidables:***

En el caso de los aceros inoxidables estudiados, excepto el 1.4301, todos tienen un impacto menor que el acero inoxidable genérico de Ecoinvent. Todas las calidades de acero particularizadas contienen manganeso en diferentes proporciones. Basándonos en el párrafo anterior, el impacto ambiental total debería verse afectado por el acero con molibdeno (1.4104) y titanio (1.4509). Sin embargo, tanto el acero inoxidable genérico de Ecoinvent como el 1.4301 tienen contenido en níquel. Este elemento de aleación no es uno de los que tienen un impacto medioambiental especialmente elevado (por kg) según la metodología ReCiPe 2016. No obstante, está presente en proporciones relativamente elevadas en estas dos calidades de acero (una media del 8% de níquel en el acero inoxidable genérico de Ecoinvent, y del 9.25% en el 1.4301), lo que convierte a ambos en los aceros inoxidables con mayor impacto de entre los analizados.

#### *5.1.2.2. Resultados de impacto ambiental de aceros. Metodología CML-IA baseline*

***Aceros no aleados:***

El acero no aleado 10270-SH tiene el mayor impacto medioambiental de todas las calidades de acero no aleado estudiadas, incluido el genérico de Ecoinvent. Esto se debe principalmente a su contenido en cobre, que tiene un impacto significativo en el medio ambiente. La diferencia en el impacto ambiental de los aceros no aleados con respecto al genérico de Ecoinvent es pequeña, excepto en la categoría *abiotic depletion*, en la que el impacto es casi 4.5 veces mayor para el 10270-SH. A pesar de contener sólo un 0.1% de cobre de media, este elemento de aleación tiene un impacto 70 veces mayor que el fósforo (el siguiente elemento de aleación con mayor impacto ambiental) y 930 veces mayor que el manganeso, que es el elemento más presente en estas calidades de acero no aleado. El impacto ambiental del cobre en esta categoría de impacto se debe a la fundición de concentrados de cobre para producir ánodos de cobre y a la electrorrefinación de ánodos de cobre para producir cátodos de cobre de alta pureza.

***Aceros aleados:***

Entre las calidades de acero aleado estudiadas, el acero aleado genérico de Ecoinvent tiene el mayor impacto en 8 de las 11 categorías de la metodología CML. En general, las desviaciones entre las calidades de acero aleado son moderadas.

- En la categoría *abiotic depletion*, sólo el acero 1.1231 tiene un impacto mayor que el acero aleado genérico de Ecoinvent (178.8%). El acero 1.5525 tiene un impacto del 62.1% del acero aleado genérico de Ecoinvent, y los aceros 1.0917 y 1.0951 tienen alrededor del 13% de su impacto. El molibdeno y el cobre son dos elementos de aleación relevantes en esta categoría de impacto (por kg), con órdenes de magnitud dos o tres veces superiores a los demás elementos de aleación presentes en las calidades de acero aleado estudiadas. El impacto del molibdeno viene dado en mayor medida por la minería y la purificación de minerales de sulfuro de cobre, ya que este elemento se obtiene comúnmente como subproducto de los yacimientos de cobre-molibdeno [165]. El impacto del cobre se produce principalmente por la fundición de concentrados de cobre para fabricar ánodos de cobre y la electrorrefinación de ánodos de cobre para producir cátodos de cobre de alta pureza. Las calidades de acero 1.1231 y 1.5525 se ven penalizados por la presencia de estos dos elementos de aleación. En cambio, las calidades 1.0917 y 1.0951 no contienen molibdeno, ni cobre, y presentan proporciones menores de otros elementos de aleación no tan significativos para esta categoría de impacto, como el manganeso, lo cual supone un menor impacto ambiental.
- Para las categorías de impacto de *abiotic depletion (fossil fuels)*, *global warming (GWP100y)* y *ozone layer depletion (ODP)*, todas las calidades de acero aleado particularizadas tienen un impacto medioambiental ligeramente inferior al acero aleado genérico de Ecoinvent, con alrededor del 85% de su impacto para las dos primeras categorías, y del 92% para la categoría de agotamiento de la capa de ozono.
- En las categorías *human toxicity* y *terrestrial ecotoxicity*, los aceros 1.1231 y 1.5525 tienen un impacto mediaombiental mayor que el acero aleado genérico de Ecoinvent. Al igual que en la categoría *abiotic depletion*, el molibdeno y el cobre son elementos de aleación con un elevado impacto por kg. Sin embargo, en esta ocasión, ambos sólo suponen un orden de magnitud más que los demás elementos de aleación. Además, está la influencia del cromo, que tiene un impacto ambiental del mismo orden de magnitud que los elementos mencionados anteriormente, debido a la producción de ferrocromo. En este caso, el impacto del molibdeno se produce en la gestión de los residuos sulfídicos, mientras que en el caso del cobre, siguen siendo las operaciones de fundición y electrorrefinería. Las calidades de acero 1.1231 y 1.5525 se ven penalizadas por la presencia de estos tres elementos de aleación. En cambio, los aceros 1.0917 y 1.0951 (libres de estos aleantes) tienen los impactos más bajos, muy similares entre sí, y en torno a dos tercios del impacto del acero aleado genérico de Ecoinvent.

- En cuanto a las categorías de impacto *freshwater aquatic ecotoxicity, marine aquatic ecotoxicity, acidification* y *eutrophication,* todas las calidades de acero aleado particularizadas tienen un impacto menor que el acero aleado genérico de Ecoinvent, no inferior al 68.6% de su impacto. El acero 1.0951 tiene el menor impacto ambiental. En estas categorías, tres elementos de aleación son los más relevantes en términos de impacto ambiental por kg: el cobre (debido a las operaciones de fundición de concentrados de cobre para producir ánodos de cobre y del electrorrefinado de ánodos de cobre para producir cátodos de cobre de alta pureza), el titanio (debido a los procesos relacionados con la producción de titanio a partir de tetracloruro de titanio) y el molibdeno (debido a la gestión de residuos sulfídicos). El cobre y el titanio están presentes en proporciones similares en todas las calidades de acero analizadas, por lo que, en este caso, no influyen significativamente en los resultados del impacto. Sin embargo, el acero 1.1231 tiene el mayor impacto entre los aceros aleados particularizados, porque contiene molibdeno (0.05% de media).
- Por último, para la categoría *photochemical oxidation,* los impactos de las calidades de acero particularizadas son muy similares a los obtenidos para el acero aleado genérico de Ecoinvent y entre sí (en torno al 95%).

***Aceros inoxidables:***

En el caso de las calidades de acero inoxidable, el 1.4301 tiene un impacto significativamente mayor que el acero inoxidable genérico de Ecoinvent en todas las categorías CML. Por otro lado, el 1.4104 sólo tiene un impacto mayor que el genérico para la categoría de *abiotic depletion,* y el 1.0917 tiene el impacto más bajo en 10 de las 11 categorías analizadas.

- En la categoría *abiotic depletion,* los aceros 1.4104 y 1.4301 tienen impactos superiores al acero inoxidable genérico de Ecoinvent (224.4% y 107.1% respectivamente). Las calidades de acero 1.4016 y 1.4509 tienen impactos ambientales similares (alrededor del 70% del impacto del acero inoxidable genérico de Ecoinvent). En general, el cromo es un elemento de aleación que influye en los resultados de impacto del acero inoxidable, no sólo porque es un elemento de aleación de alto impacto por kg (como ocurre en esta categoría), sino también porque, tal y como definen las normas, está presente en una proporción elevada en este tipo de acero. Sin embargo, para esta categoría, el molibdeno es un elemento de aleación con 115 veces más impacto (por kg) que el cromo (el segundo elemento de aleación con mayor impacto según esta categoría). Como ya se ha mencionado, el efecto del molibdeno se debe, según Ecoinvent, a la extracción y purificación de minerales de sulfuro de cobre. Este elevado impacto contribuye a que el acero 1.4104. el único acero analizado con contenido en molibdeno, tenga el mayor impacto según esta categoría. En cambio, el 1.4301 se ve penalizado en su impacto por la presencia de níquel. Según la categoría de *abiotic depletion,* este elemento de aleación representa un impacto

medioambiental moderado. Sin embargo, está presente en una proporción elevada tanto en el acero 1.4301 como en el acero inoxidable genérico de Ecoinvent.

- Para las categorías de impacto *abiotic depletion (fossil fuels), global warming (GWP100a)* y *ozone layer depletion,* el acero 1.4301 tiene alrededor del 110% del impacto del acero inoxidable genérico de Ecoinvent. El resto de las calidades de acero inoxidable analizadas, tienen un impacto considerablemente menor que el acero inoxidable genérico de Ecoinvent (entre el 53.2% y el 66.3% de su impacto). En estas categorías, el níquel tiene un impacto ambiental por kg significativo, debido al consumo de energía (calor y electricidad) necesario para su obtención, lo que justifica la considerable variación en el impacto entre las calidades de acero sin contenido en níquel. Además de la influencia del níquel, el titanio es un elemento de aleación relevante en términos de impacto ambiental, ya que tiene un impacto cinco veces mayor que el níquel en las categorías de *abiotic depletion (fossil fuels)* y *global warming (GWP100y)* y hasta 16 veces mayor en el caso de la categoría *ozone layer depletion.* El impacto de este elemento de aleación se debe principalmente a la producción del titanio a partir de tetracloruro de titanio, lo que penaliza ligeramente al acero 1.4509, única calidad de acero entre las estudiadas que contiene titanio.
- En las categorías *human toxicity* y *terrestrial ecotoxicity* ¸las calidades de acero particularizadas muestran un impacto ambiental similar al del acero inoxidable genérico de Ecoinvent. El acero 1.4301 tiene un impacto ligeramente superior (103%), mientras que el resto tiene un impacto inferior al acero inoxidable genérico de Ecoinvent (entre 91.7% y 97.2%). En esta categoría, el cromo es un elemento de aleación con un elevado impacto ambiental debido a la producción de ferrocromo. Como el cromo está presente en grandes proporciones, su presencia influye mucho en la correlación de impacto, y explica las ligeras variaciones que hay entre ellos. Aunque el 1.4104 tiene el contenido de cromo más bajo, también contiene molibdeno, otro elemento de aleación de alto impacto para esta categoría, y, por tanto, se ve penalizado.
- En las categorías *fresh aquatic ecotoxicity* y *marine aquatic ecotoxicity*, el acero 1.4301 impacta en torno al 112% del impacto del acero inoxidable genérico de Ecoinvent. El acero 1.4104 impacta alrededor de la mitad de este último. Las calidades de acero 1.4016 y 1.4509 tienen entre un 30-40% de este impacto. En estas dos categorías, el níquel desempeña un papel importante en el impacto debido al tratamiento en vertedero de las escorias de la fundición de níquel. Aunque no es el elemento de aleación con mayor impacto, debido a que está presente en grandes proporciones en el caso del acero inoxidable genérico de Ecoinvent y el 1.4301, estas dos calidades de acero se ven penalizadas en términos de impacto ambiental. Los dos elementos de aleación con mayor impacto son el molibdeno (debido a la gestión de los residuos sulfídicos) y el titanio (debido a la gestión y el tratamiento de las escorias del BOF), que penalizan el impacto del 1.4104 y el 1.4509 frente al acero 1.4016.

- Algo similar ocurre con las categorías *eutrophication* y *acidification.* El molibdeno y el titanio son los elementos de aleación con mayor impacto según estas categorías, seguidos del níquel. No obstante, el níquel tiene un impacto ambiental más moderado que en las categorías *freshwater aquatic ecotoxicity* y *marine aquatic ecotoxicity.* Por este motivo, las variaciones de impacto relativas al acero inoxidable genérico de Ecoinvent son menores. En este caso, el 1.4301 tiene aproximadamente el 111% del impacto del acero inoxidable genérico de Ecoinvent, mientras que, para las demás calidades de acero, el efecto oscila entre el 43.8% y el 79.7%.
- Para la categoría de *photochemical oxidation*, el impacto ambiental del acero 1.4301 es ligeramente superior al del acero inoxidable genérico de Ecoinvent (105%). El acero 1.4509 tiene un impacto del 79.8%, mientras que el 1.4016 y el 1.4104 rondan el 73%. En esta categoría, el titanio es el elemento de aleación con mayor impacto ambiental debido a la producción de titanio a partir de tetracloruro de titanio, que penaliza al acero 1.4509, por ser el único que contiene titanio. El níquel tiene el segundo mayor impacto como elemento de aleación (por kg) en esta categoría.

#### *5.1.2.3. Influencia de los elementos de aleación en el impacto ambiental de los aceros*

Tal y como se ha visto, el impacto ambiental de los aceros está influenciado por los diferentes elementos de aleación que constituyen su composición. En comparación con el acero Ecoinvent, el impacto medioambiental de las calidades de acero particularizadas varía de 0.13 a 4.5 veces el de la referencia. La mayoría de las diferencias se pueden observar en la categoría *abiotic depletion* de la metodología CML-IA debido a la presencia de molibdeno y cobre. Se ha observado que ciertos elementos de aleación influyen significativamente en el impacto ambiental del acero, dependiendo de la categoría de impacto analizada.

El molibdeno, el cobre y el titanio, son los elementos de aleación con el impacto más significativo. Estos elementos de aleación, aunque presentes en pequeños porcentajes en la composición promedio (0.1-0.6%) en las calidades de acero estudiadas, influyen en gran medida en el impacto ambiental de este material.

El molibdeno tiene mayores implicaciones ambientales que los otros elementos de aleación, principalmente en la categoría *abiotic depletion* debido a la operación de las minas y su purificación, con un impacto ambiental aproximadamente 4 veces más significativo (por kg) que el siguiente elemento de aleación. También destaca en las categorías *human toxicity*, *freshwater aquatic ecotoxicity* y *eutrophication*, por el tratamiento de los residuos sulfídicos en las operaciones mineras, que generan daños en estas categorías. En todas estas categorías, el molibdeno es el elemento de aleación con mayor impacto ambiental. Este elemento de aleación está presente solo en las calidades de acero 1.1231 y 1.4104 (0.05% y 0.4% en promedio), penalizando el impacto ambiental en estas categorías, especialmente en el agotamiento abiótico.

El cobre también destaca en todas las categorías de impacto, excepto en *abiotic depletion (fossil fuels)* y *global warming (GWP100y).* En ocho de las categorías, el cobre es el segundo elemento con mayor impacto ambiental por kg, excepto en la categoría de *acidification,* en la que ocupa el primer lugar. La operación de fundición de concentrados de cobre para producir ánodos o cátodos de cobre es la principal actividad que produce un impacto ambiental. El cobre está presente en los grados de acero 10270 SH, 1.1231 y 1.5525.

El titanio es un elemento de aleación relevante para las categorías de *abiotic depletion (fossil fuels), global warming (GWP100y)* y *ozone layer depletion,* siendo el elemento de aleación con mayor impacto ambiental por kg debido a los procesos relacionados con la producción de esponja de titanio a partir de tetracloruro de titanio. La influencia de titanio en el impacto ambiental de las calidades de acero analizadas no es tan evidente. En el caso de los grados de acero aleado, 1.0917 y 1.0951 tienen un 0.15% de titanio (en promedio). Sin embargo, los otros grados de acero aleado analizados tienen casi el doble de otros elementos de aleación, lo que contribuye a aumentar el impacto ambiental. Esta es la razón por la que todos los grados de acero aleado tienen impactos ambientales similares en las categorías mencionadas. El único acero inoxidable que contiene titanio es 1.4509 (0.35% de media). Sin embargo, su contribución al impacto total es mucho menor que la del cromo, que está presente en grandes cantidades (18% de media).

Mención especial merece el cromo, no porque tenga un alto impacto ambiental en la mayoría de las categorías analizadas, sino porque se encuentra en grandes proporciones en el caso de los aceros inoxidables. Sin embargo, el cromo es relevante en el caso de las categorías de *terrestrial ecotoxicity* y *human toxicity*, siendo el primer y el tercer elemento de aleación con mayor impacto por kg, respectivamente. Para ambas categorías, este mayor impacto por kg, sumado a los altos porcentajes en su composición, hace que el cromo represente más del 90% del impacto total en las calidades de acero inoxidable. Realizando un análisis más detallado de la contribución de los elementos de aleación al impacto ambiental total, la Figura 33 muestra la distribución del impacto (elementos de aleación, carga metálica bruta y proceso productivo) para las diferentes categorías analizadas. Para algunas categorías de impacto (*abiotic depletion, human toxicity* y *terrestrial ecotoxicity),* su influencia es considerable (superior al 98%). También es significativo para el resto de categorías de impacto, obteniéndose para muchas de las calidades de acero analizadas (especialmente en el caso de los aceros inoxidables), valores superiores al 50% cuando el contenido de elementos de aleación no supera el 20% o el 30% en los casos más altos.

La influencia de los elementos de aleación es especialmente evidente en aquellas calidades de acero con mayor contenido de elementos de aleación. Así, en el caso del acero al carbono, la representación del impacto ambiental de los elementos de aleación sobre el total es muy baja. Esta influencia es algo más significativa en el acero aleado, pero los casos presentados en este estudio no tienen una cantidad excesiva de elementos de aleación. En el caso de los aceros inoxidables, los

elementos de aleación representan más del 98% del impacto total en tres de las categorías de impacto analizadas: *abiotic depletion, human toxicity* y *terrestrial ecotoxicity.*

Para el acero 1.4301, que tiene el mayor contenido de aleación de los grados de acero analizados, los elementos de aleación representan el 72% o más del impacto. Para el resto de los grados de acero inoxidables estudiados, que tienen un contenido total de aleantes similar, los elementos de aleación representan un porcentaje de impacto moderado del 28% al 61% (excepto para las tres categorías de impacto anteriormente mencionadas).

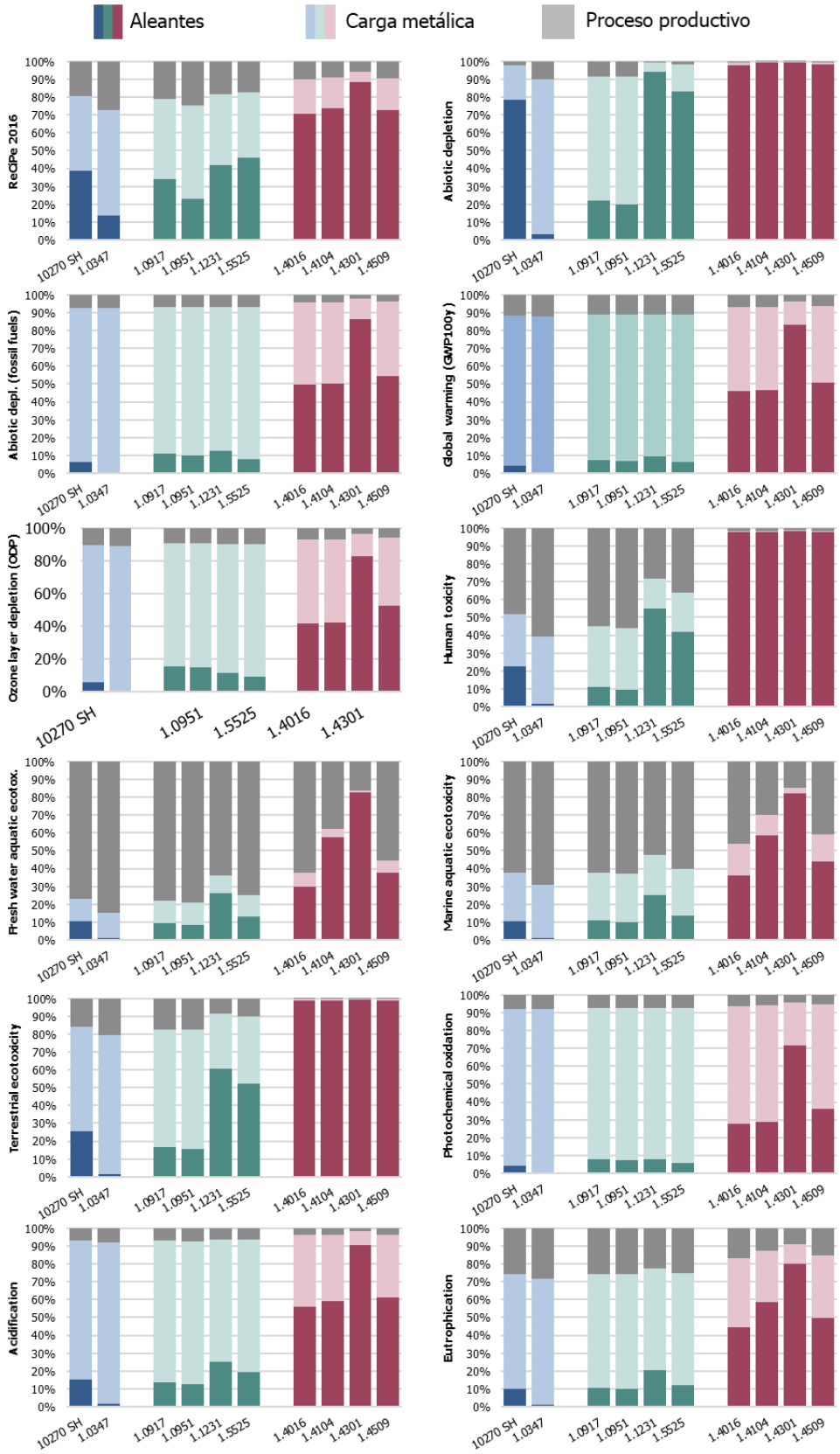



Figura 33. Distribución del impacto ambiental de los grados de acero analizados. Elementos de aleación, carga metálica bruta y proceso productivo

En el caso de las calidades de acero analizadas, no sólo se ha podido estudiar la influencia de los elementos de aleación en el impacto ambiental, sino también obtener información útil sobre la sostenibilidad de los mismos, incorporando el criterio ambiental a la hora de seleccionar el material para una u otra aplicación. Así, por ejemplo, en el caso de los grados de acero inoxidable estudiados, que se utilizan para la fabricación de piezas estéticas de placas de inducción, siguiendo la categoría de impacto ambiental *global warming (GWP100y)* (normalmente la categoría de impacto más utilizada por las empresas [166]), podemos afirmar que el 1.4301 es el acero con mayor impacto ambiental. Los grados de acero inoxidables restantes tienen impactos similares, siendo el 1.4016 el que tiene menor impacto ambiental.

### *5.1.2.4. Variabilidad de los resultados de impacto*

Como se ha explicado anteriormente, la cantidad de contenido de los diferentes elementos de aleación viene dada por rangos, estableciendo el contenido máximo y mínimo de cada elemento. La Tabla 12 muestra la variabilidad de los valores medios de impacto ambiental (que se muestran en la Tabla 11).

La categoría *de abiotic depletion* muestra la mayor variación entre el impacto ambiental máximo y mínimo. El cobre y el molibdeno tienen impactos mucho más altos que otros elementos de aleación, lo que resulta en una mayor variabilidad para los grados de acero que contienen estos elementos (1.1231, 10270-SH y 1.4104). Por ejemplo, 1.1231 (que contiene ambos elementos de aleación) tiene una variabilidad de ±93.6%.

Aunque más moderada, la variabilidad de 1.1231 y 1.5525 para la categoría *human toxicity* y *terrestrial ecotoxicity* también son significativas. En este caso, se debe al contenido de cromo y cobre de estos grados de acero.

Tabla 12. Variabilidad de los resultados de impacto ambiental

| | | 10270 SH | 1.0347 | 1.0917 | 1.0951 | 1.1231 | 1.5525 | 1.4016 | 1.4104 | 1.4301 | 1.4509 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **ReCiPe 2016** | | ±20.8% | ±13.8% | ±33.7% | ±22.9% | ±16.3% | ±11.3% | ±15.4% | ±22.2% | ±19.8% | ±15.5% |
| **CML-IA baseline** | **ADPe** | ±77.2% | ±2.6% | ±18.3% | ±17.2% | ±93.6% | ±82.0% | ±6.4% | ±72.9% | ±8.4% | ±3.9% |
| | **ADPf** | ±3.4% | ±0.6% | ±10.6% | ±10.0% | ±8.6% | ±5.9% | ±6.4% | ±7.3% | ±10.1% | ±9.5% |
| | **GWP** | ±2.1% | ±0.5% | ±7.0% | ±6.4% | ±6.5% | ±3.8% | ±3.6% | ±4.4% | ±8.2% | ±6.2% |
| | **OPD** | ±3.7% | ±0.4% | ±14.9% | ±14.5% | ±8.2% | ±7.3% | ±5.1% | ±5.8% | ±9.2% | ±15.0% |
| | **HTP** | ±19.8% | ±1.3% | ±10.6% | ±9.3% | ±52.4% | ±38.6% | ±5.9% | ±10.1% | ±5.8% | ±3.1% |
| | **FAETP** | ±8.4% | ±0.9% | ±9.2% | ±8.2% | ±23.5% | ±9.7% | ±4.6% | ±36.1% | ±11.4% | ±10.3% |
| | **MAETP** | ±8.3% | ±1.0% | ±10.6% | ±9.6% | ±22.1% | ±10.3% | ±4.9% | ±32.7% | ±11.0% | ±10.7% |
| | **TETP** | ±22.1% | ±1.3% | ±15.8% | ±14.8% | ±57.7% | ±%49.2 | ±5.9% | ±6.6% | ±6.2% | ±3.1% |
| | **POCP** | ±2.3% | ±0.2% | ±6.4% | ±6.7% | ±5.9% | ±4.4% | ±1.4% | ±1.9% | ±5.1% | ±9.2% |
| | **AP** | ±11.8% | ±1.6% | ±13.5% | ±12.2% | ±21.0% | ±15.2% | ±6.0% | ±9.3% | ±10.7% | ±9.9% |
| | **EP** | ±7.2% | ±0.8% | ±10.5% | ±9.8% | ±17.2% | ±9.7% | ±6.5% | ±18.0% | ±9.8% | ±9.9% |

### *5.1.2.5. Contenido en CRM*

Analizando el contenido del CRM, se puede considerar bajo (de media menos del 1,6%). Aunque prácticamente todas las calidades de acero estudiadas contienen materiales como el silicio o el

fósforo, considerados CRM para la Unión Europea, estos se encuentran en proporciones bajas y no generan impactos ambientales relevantes para las calidades de acero estudiadas.

El contenido de CRM para los grados de acero al carbono varía entre 0% y 1.54%. En cuanto a los grados de acero aleado, se encuentran en el rango de 0% y 2,13%, y en el caso de los grados de acero inoxidable, son de hasta 3,05%. Los grados de acero inoxidable tienen el mayor contenido de CRM entre los tipos de acero estudiados. El acero inoxidable 1.4301 tiene el mayor contenido de CRM (1.52% en promedio). El acero al carbono 1.0347 solo tiene un contenido de CRM del 0.24%.

Cabe destacar que, de todas las materias primas utilizadas en la fabricación de los aceros estudiados, actualmente solo ciertos elementos de aleación se consideran CRM, según la última lista publicada (2023). En concreto, el aluminio, el manganeso, el silicio, el fósforo, el titanio y el boro son CRM para la UE. Estos elementos de aleación se encuentran en proporciones muy bajas en la composición de las calidades de acero estudiadas, dando un bajo contenido total de CRM.

Los resultados pueden variar con el tiempo en función de la situación económica y geopolítica. Los resultados podrían aumentar si los elementos de aleación con mayor presencia en las calidades de acero estudiadas se consideraran CRM, como el níquel (considerado una materia prima estratégica) o el cromo. El uso de calidades de acero con una menor cantidad de CRM permite posibles reducciones en los riesgos de la cadena de suministro y la inestabilidad de los precios.

## 5.2 Análisis del impacto ambiental de aceros inoxidables

En este caso de aplicación, de la metodología desarrollada para el cálculo del impacto ambiental de los aceros, se ha realizado un análisis sobre los 182 aceros inoxidables contenidos en el grupo de normas EN 10088 [154].

Los aceros inoxidables son una familia de aleaciones de acero que contienen al menos un 10.5% de cromo, lo que le confiere una notable resistencia a la corrosión. Esta propiedad se debe a la formación de una capa pasiva de óxido de cromo en la superficie, que previene la oxidación del metal que se encuentra por debajo. Los aceros inoxidables, también contienen otros elementos de aleación, que mejoran otras propiedades.

Sus principales características, además de una excelente resistencia a la corrosión, incluyen una alta durabilidad, buena apariencia estética y facilidad de limpieza y mantenimiento. Debido a estas propiedades, los aceros inoxidables se utilizan ampliamente en la industria alimentaria, en aplicaciones médicas y quirúrgicas, en la construcción, en la fabricación de electrodomésticos, tal y como se ha mostrado en el caso práctico del apartado anterior, y en el sector de la automoción, entre otros.

La norma EN 10088 [154] es un conjunto de estándares europeos que especifican los requisitos para los aceros inoxidables, abarcando su composición química, propiedades mecánicas y designaciones.

Esta norma se divide en varias partes, cada una de las cuales aborda diferentes aspectos relacionados con los aceros inoxidables. Estas normas son esenciales para garantizar la calidad y la adecuación de los aceros inoxidables en diversas aplicaciones industriales y de construcción.

- EN 10088-1. Relación de aceros inoxidables [154]
- EN 10088-2. Condiciones técnicas de suministro para chapas y bandas de acero resistentes a la corrosión para usos generales [163]
- EN 10088-3. Condiciones técnicas de suministro de productos semiacabados, barras, alambrón, alambre, perfiles y productos calibrados de aceros resistentes a la corrosión para usos generales [164]
- EN 10088-4. Condiciones técnicas de suministro para chapas y bandas de aceros resistentes a la corrosión para usos en construcción [167].
- EN 10088-5. Condiciones técnicas de suministro para barras, alambrón, alambre, perfiles y productos brillantes de aceros resistentes a la corrosión para usos en construcción [168].

Según estas normas, los aceros se clasifican fundamentalmente en cuatro tipos, basados en su estructura cristalina y composición química, los cuales se muestran en la Tabla 13.

Tabla 13. Clasificación de aceros inoxidables según grupo de normas EN 10088 [169]

| Tipo | Composición | Características | Usos |
|---|---|---|---|
| **Austeníticos** | Contienen entre un 16% y 26% de cromo y pueden tener entre un 6% y 22% de níquel, además de posibles adiciones de molibdeno, titanio, niobio y otros elementos. | Excelente resistencia a la corrosión, buena maquinabilidad y soldabilidad. | Equipos industriales de la industria alimentaria, componentes médicos y quirúrgicos, aplicaciones arquitectónicas y equipos de la industria química |
| **Austenoferríticos** | Contienen entre 18% y 28% de cromo, y entre 4.5% y 8% de níquel, además de molibdeno y otros elementos | Excelente resistencia a la corrosión y alta resistencia mecánica | Industria del petróleo y gas, intercambiadores de calor |
| **Ferríticos** | Contienen entre 10.5% y 30% de cromo, con poco o ningún níquel | Buena resistencia a la corrosión, especialmente en ambientes clorurados, buena resistencia a la oxidación a altas temperaturas, magnéticos, aunque menor tenacidad en comparación con los austeníticos | Automoción, componentes de electrodomésticos y aplicaciones decorativas |

Tabla 13. (Continuación)

| Tipo | Composición | Características | Usos |
|---|---|---|---|
| **Martensíticos** | Contienen entre 11.5% y 18% de cromo | Alta resistencia y dureza. Pueden ser endurecidos por tratamiento térmico, magnéticos, menos resistencia a la corrosión comparado con los austeníticos y ferríticos | Instrumentos quirúrgicos y componentes de turbinas |

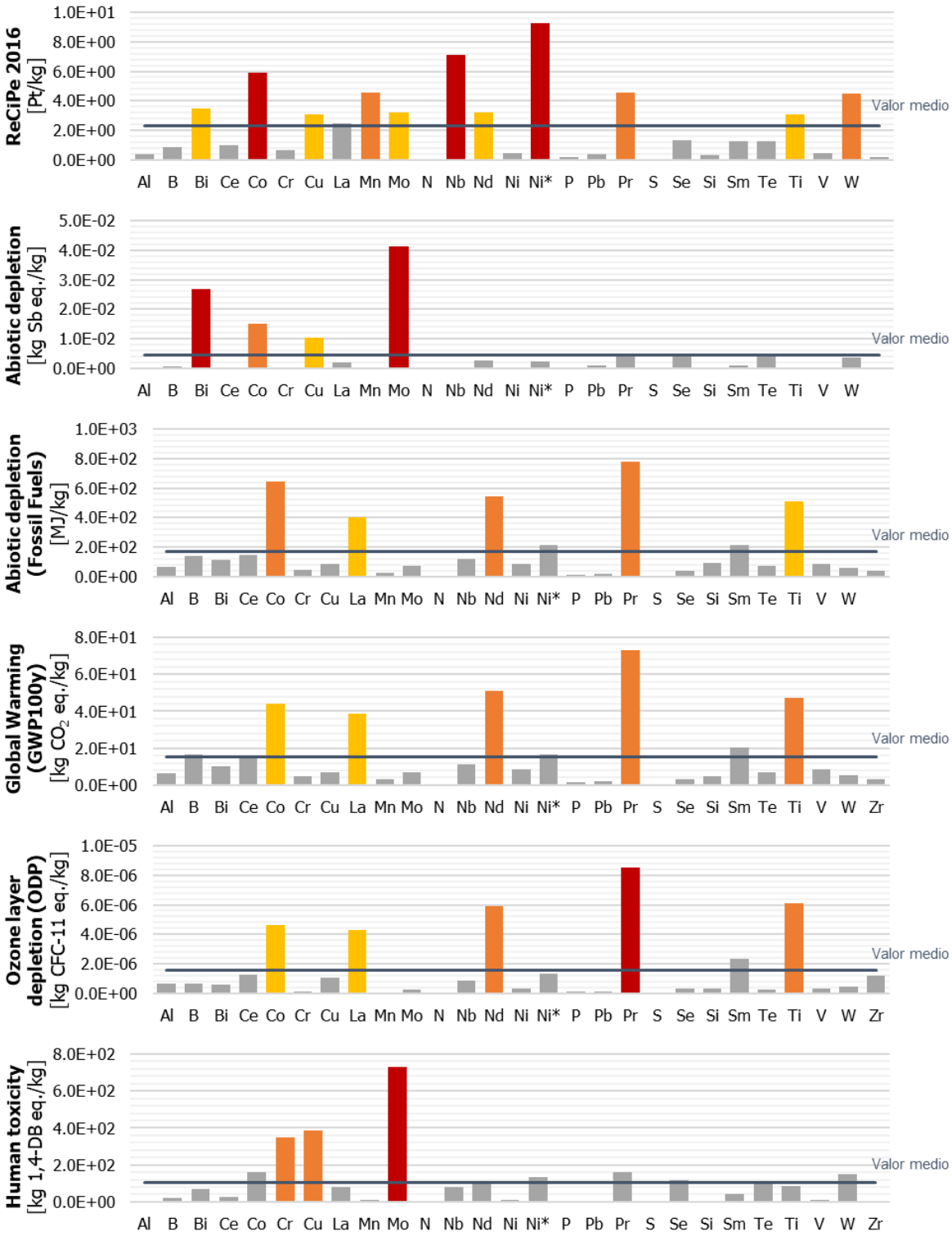
Dentro de esta clasificación, además se distinguen aquellos que son martensíticos endurecidos por precipitación, los aceros austeníticos, austenoferríticos y ferríticos refractarios, y los aceros austeníticos y martensíticos resistentes a la fluencia.

### 5.2.1. Análisis de la influencia de los elementos de aleación

La influencia de los elementos de aleación en el impacto ambiental de un acero variará según la categoría de impacto analizada. Además, esta influencia puede deberse al impacto medioambiental por kilogramo de elemento de aleación (que puede ser significativamente superior al de otros elementos de aleación) o a que supone un porcentaje grande en la aleación de dicho acero.

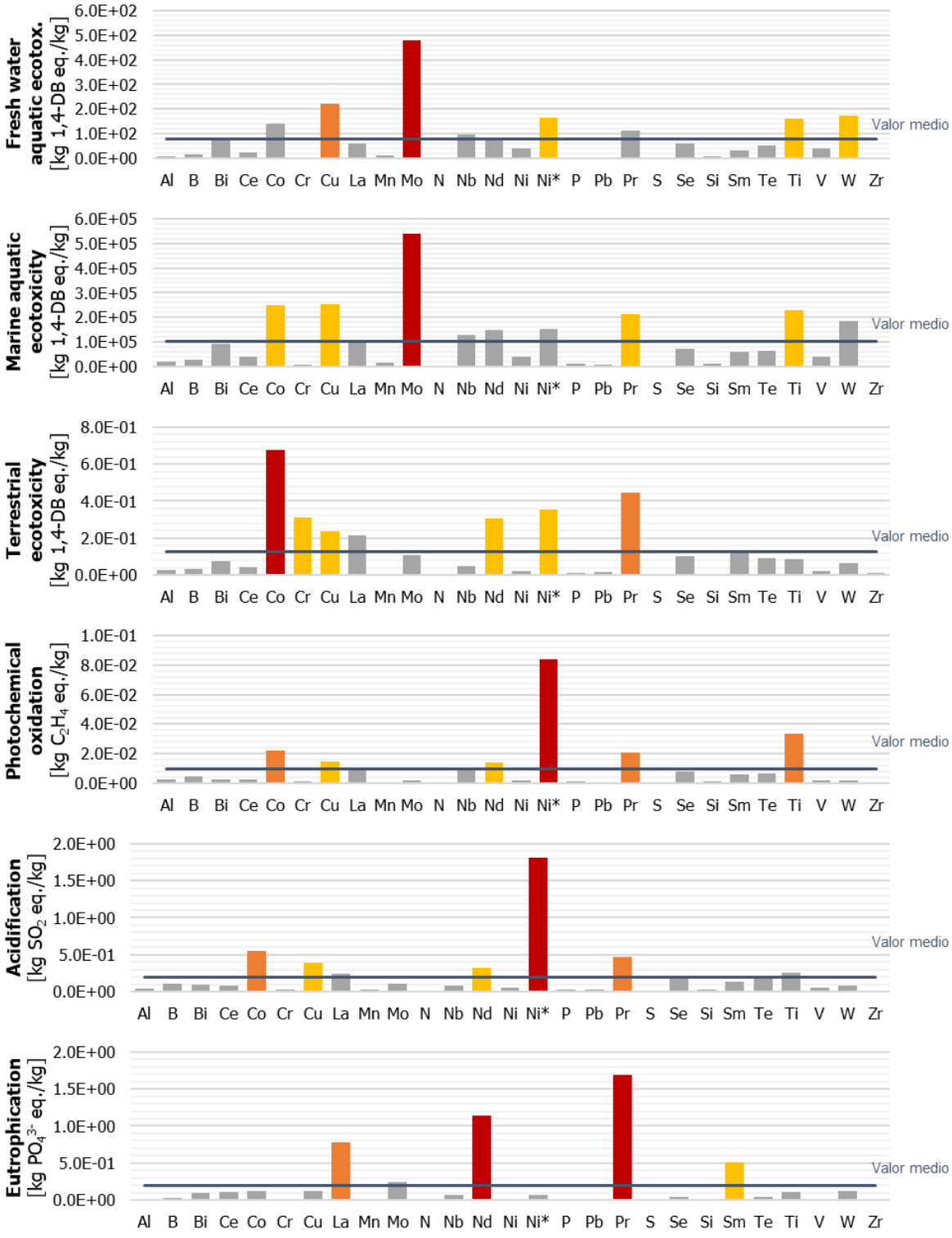
Sin embargo, conviene analizar el impacto ambiental por kilogramo de elemento de aleación. De acuerdo con éste, se puede señalar cuáles pueden afectar significativamente en el impacto ambiental, incluso si se agregan en una pequeña proporción. Para ilustrar esto, la Figura 34 muestra una comparativa de los impactos de los principales aleantes, calculados con la metodología ReCiPe 2016 y con las 11 categorías de impacto incluidas en la metodología CML-IA baseline. A partir de este análisis, destacan ciertos elementos de aleación:

- El molibdeno es significativo en las categorías de *abiotic depletion*, *human toxicity*, *freshwater aquatic ecotoxicity* y *marine aquatic ecotoxicity* categories, pero apenas en el resto.
- El cobalto, aunque no es tan significativo como el molibdeno, es relevante en ocho de las once categorías de impacto de la metodología CML-IA baseline.
- El cobre presenta cierto impacto, especialmente en las categorías de toxicidad, tanto humana, como acuática y terrestre.
- Neodimio lo es en siete de las once categorías CML. Así mismo, elementos como el lantano, o el praseodimio también destacan en múltiples categorías, especialmente en *eutrophication*, *ozone layer depletion (ODP)¸ global warming (GWP100a)* y *abiotic depletion (fossil fuels)*.
- El titanio supone impactos elevados en ReCiPe 2016, pero especialmente en las categorías *ozone layer depletion*, *global warming (GWP100a)* y *photochemical oxidation*.
- El impacto ambiental por kilogramo del bismuto, en la categoría de *abiotic depletion* es relevante. También destaca bajo la metodología ReCiPe 2016.




Nota: Ni*= asignación de Ni para "composiciones al límite"

Figura 34. Impacto ambiental por kilogramo de los elementos de aleación presentes en aceros




Nota: Ni* = asignación de Ni para "composiciones al límite"

Figura 34. (Continuación).

### 5.2.2. Comparación del impacto de aceros inoxidables de las normas EN-10088

Con ayuda de la herramienta Excel desarrollada, se ha podido calcular y comparar el impacto ambiental y contenido en CRM de los 182 aceros contenidos en las normas de la familia 10088. A modo de ilustración, se muestra la comparativa de los 182 aceros para el caso de la metodología ReCiPe 2016 (Figura 39) pudiendo ver diferencias significativas entre los diferentes grados de acero.

Entre estos aceros inoxidables, destaca significativamente la influencia del molibdeno y el níquel. El primero de ellos, por presentar un alto impacto ambiental en la mayor parte de las categorías de impacto analizadas, lo que hace que, pese a encontrarse en pequeñas proporciones, influye significativamente en el impacto global del acero. El níquel, por el contrario, no presenta un impacto ambiental especialmente alto, sin embargo, al encontrarse en grandes proporciones hace que contribuya al impacto ambiental global del acero. En las siguientes figuras puede verse la correlación entre el contenido de estos aleantes para el caso de algunas de las categorías en las que más influyen.

Por ejemplo, en el caso de la categoría de impacto *abiotic depletion*, existe una evidente correlación lineal entre el impacto ambiental y el contenido de molibdeno (Figura 35). Así también en el caso de la categoría *abiotic depletion (fossil fuels)* para el aleante Ni.

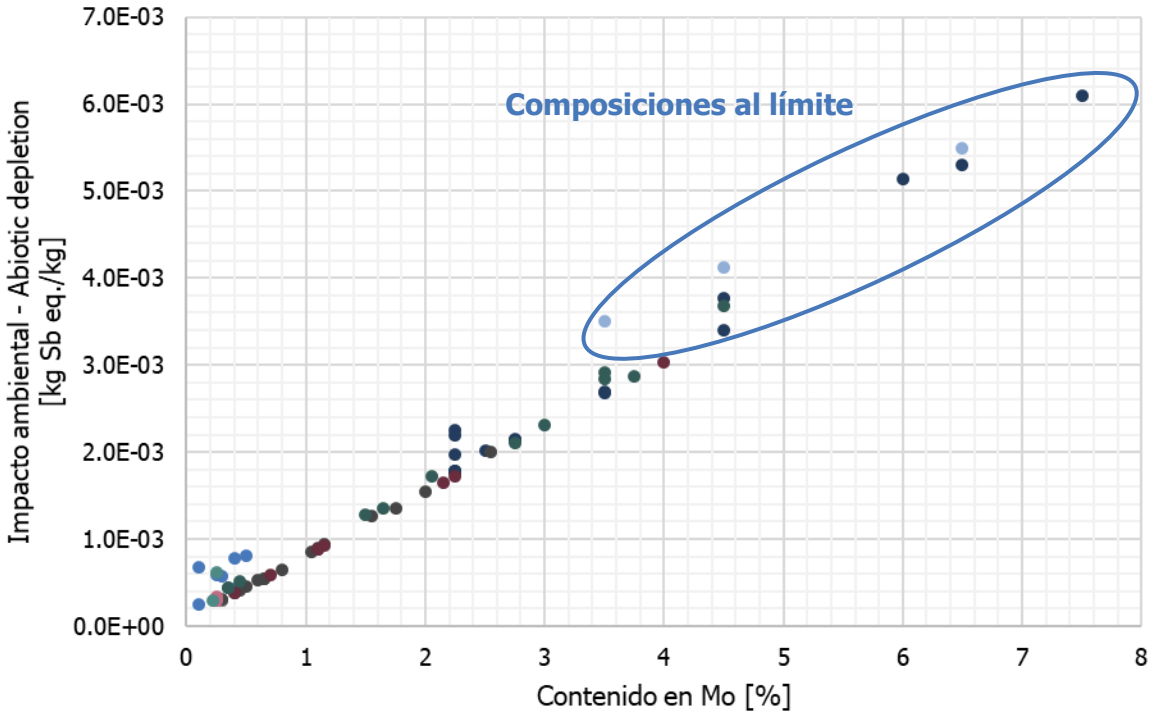



Figura 35. Correlación entre el contenido de Mo y el impacto ambiental - Abiotic depletion

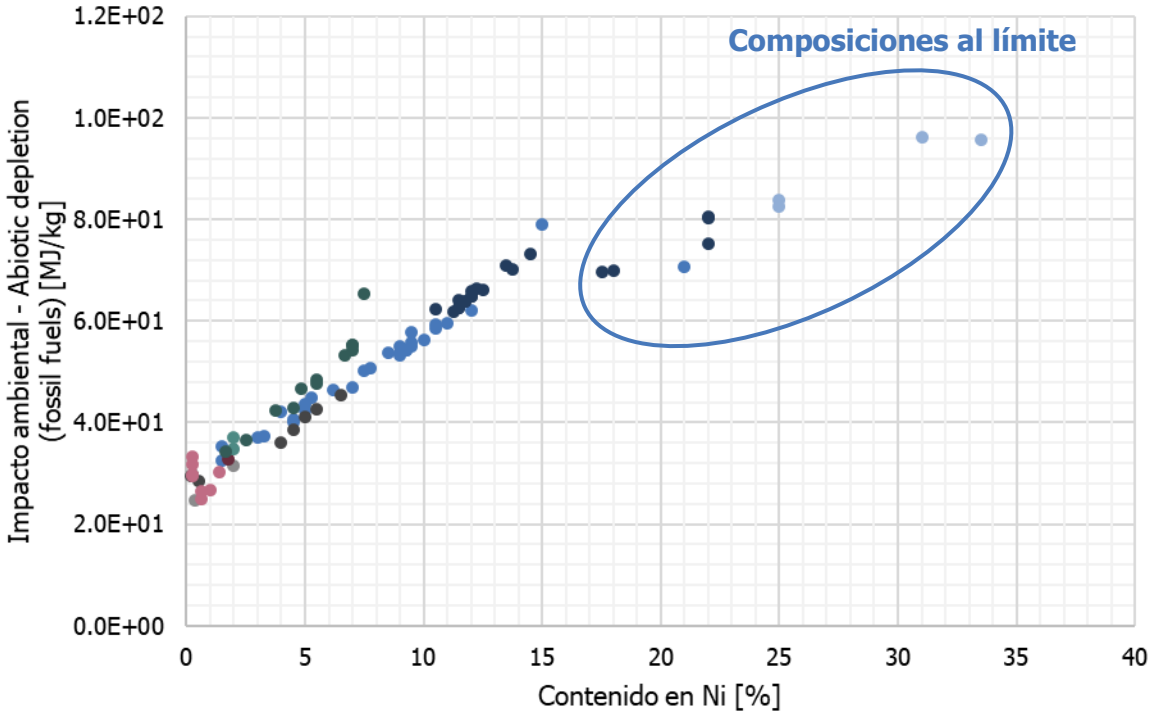



Figura 36. Correlación entre el contenido de Ni y el impacto ambiental - Abiotic depletion (fossil fuels)

Para aquellos grados de acero con alto contenido en níquel, el algoritmo lleva a cabo una reasignación del conjunto de datos de este elemento de aleación, tomando en este caso níquel de alta pureza (99.7%) para los cálculos de impacto ambiental. Esto es debido a que el ferroníquel, al presentar una pureza del 25% y estar presente en grandes proporciones en algunos casos, da como resultado una cantidad de elementos de aleación superiores a lo establecido por los datos promedios de Europa para la producción del acero [152], tal y como se explica en el apartado 3.3.3.1. Para estos casos, la modelización del Inventario de Ciclo de Vida se ha designado como "composiciones al límite".

Sin embargo, y según lo presentado en la Figura 34, el níquel puro presenta impactos más elevados en el caso de la metodología ReCiPe 2016, y las categorías de impacto *photochemical aoxidation* y *acidification* de la metodología CML-IA baseline. Esto conlleva que, para aquellos aceros con alto contenido de níquel, presenten impactos considerablemente superiores al resto de aceros inoxidables para el caso de estas categorías. A falta de un conjunto de datos para la producción del ferroníquel con pureza superior al 25%, la asignación por níquel de alta pureza (aunque es la única alternativa actualmente posible) debe tomarse con precaución especialmente para el caso de estas categorías de impacto, puesto que influye notoriamente en los resultados del impacto ambiental de estos aceros "al límite".

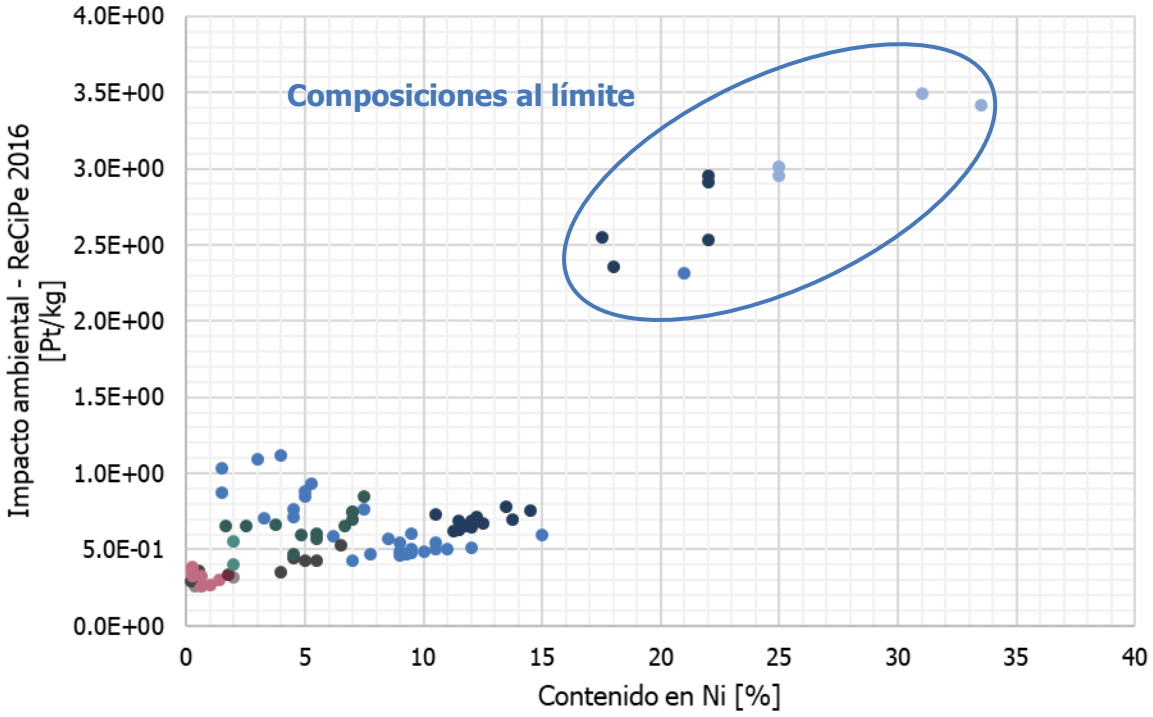



Figura 37. Correlación entre el contenido de Ni y el impacto ambiental - Metodología ReCiPe 2016

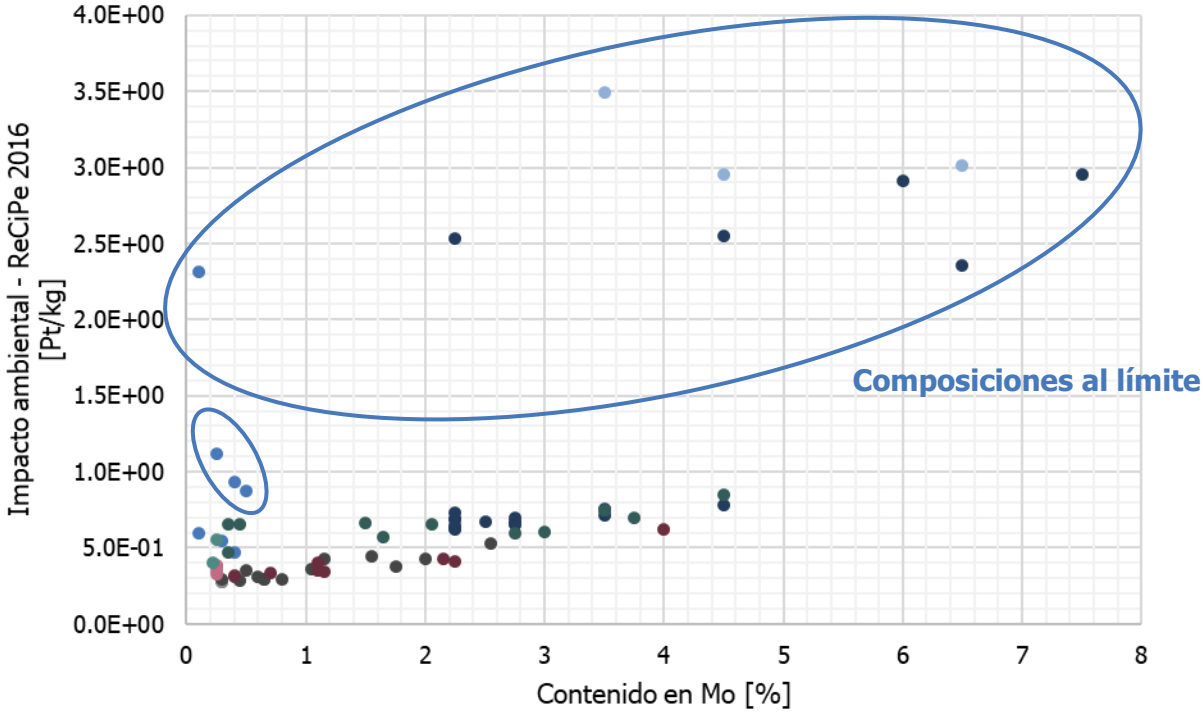
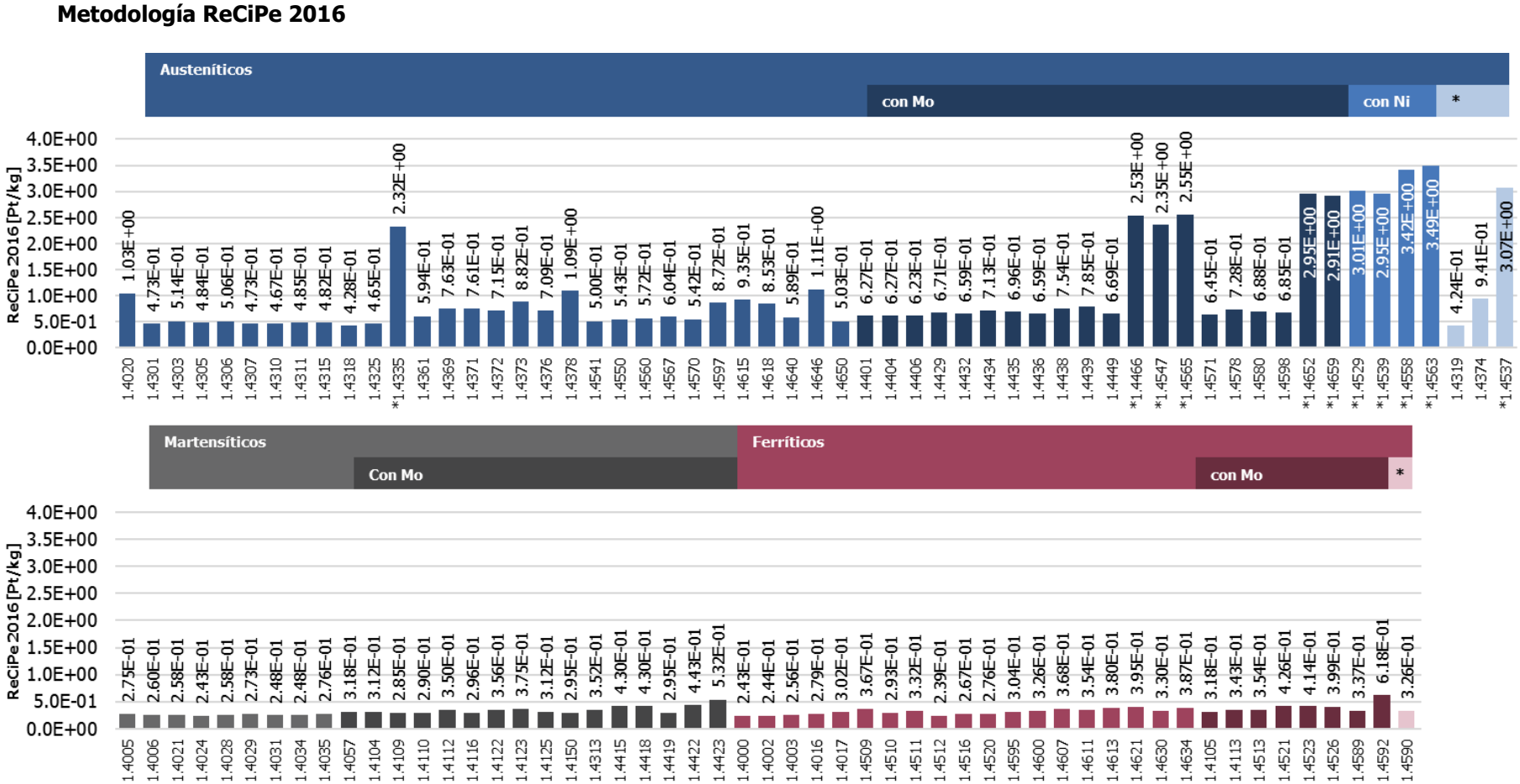
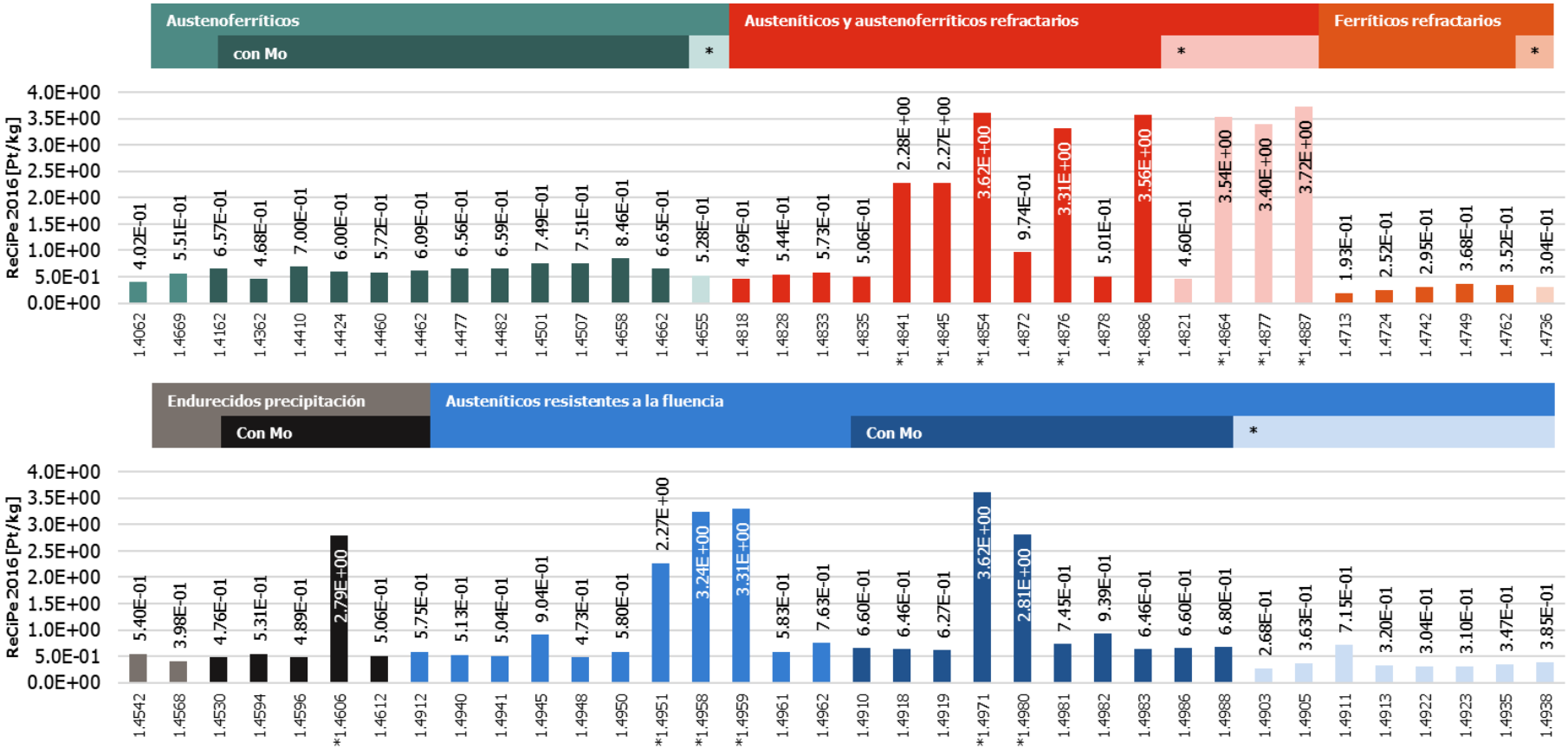



Figura 38. Correlación entre el contenido de Mo y el impacto ambiental - Metodología ReCiPe 2016




Nota: Aceros marcados* = composición al límite

Figura 39. Impacto ambiental (ReCiPe 2016) para los 182 aceros incluidos en las normas 10088




Nota: Aceros marcados* = composición al límite

Figura 39. (Continuación).

### 5.2.3. Comparación del impacto de los aceros inoxidables para chapas y bandas para usos en construcción

Así mismo, se ha realizado un análisis de los diferentes aceros normalizados incluidos en la norma 10088-4 "Condiciones técnicas de suministro para chapas y bandas de aceros resistentes a la corrosión para usos en construcción. Los resultados se muestran para el caso de la metodología ReCiPe 2016 y las once categorías de impacto incluidas en la metodología CML-IA baseline, los cuales se clasifican en aceros ferríticos, martensíticos, austeníticos y austenoferríticos. En la Tabla 14 se muestra la composición de los aceros inoxidables analizados.

Tabla 14. Rangos de composición de aceros normalizados de la norma EN 10088-4 [167]

| Acero | C | Si | Mn | P | S | N | Cr | Mo | Ni | Cu | Ti |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Ferríticos** | | | | | | | | | | | |
| 1.4003 | 0.03 | 1.0 | 1.5 | 0.04 | 0.015 | 0.03 | 10.5-12.5 | - | 0.3-1.0 | - | - |
| 1.4512 | 0.03 | 1.0 | 1.0 | 0.04 | 0.015 | - | 10.5-12.5 | - | - | - | [6x(C+N)+0.15]-0.8 |
| 1.4016 | 0.08 | 1.0 | 1.0 | 0.04 | 0.015 | - | 16.0-18.0 | - | - | - | - |
| 1.4510 | 0.05 | 1.0 | 1.0 | 0.04 | 0.015 | - | 16.0-18.0 | - | - | - | [4x(C+N)+0.15]-0.8 |
| 1.4521 | 0.025 | 1.0 | 1.0 | 0.04 | 0.015 | 0.03 | 17.0-20.0 | 1.8-2.5 | - | - | [4x(C+N)+0.15]-0.8 |
| **Martensíticos** | | | | | | | | | | | |
| 1.4006 | 0.08-0.15 | 1.0 | 1.5 | 0.04 | 0.015 | - | 11.5-13.5 | - | 0.75 | - | - |
| 1.4021 | 0.16-0.25 | 1.0 | 1.5 | 0.04 | 0.015 | - | 12.0-14.0 | - | - | - | - |
| 1.4418 | 0.06 | 0.7 | 1.5 | 0.04 | 0.015 | ≥0.02 | 15.0-17.0 | 0.8-1.5 | 4.0-6.0 | - | - |
| **Austeníticos** | | | | | | | | | | | |
| 1.4318 | 0.03 | 1.0 | 2.0 | 0.045 | 0.015 | 0.1-0.2 | 16.5-18.5 | - | 6.0-8.0 | - | - |
| 1.4307 | 0.03 | 1.0 | 2.0 | 0.045 | 0.015 | 0.1 | 17.5-19.5 | - | 8.0-10.5 | - | - |
| 1.4306 | 0.03 | 1.0 | 2.0 | 0.045 | 0.015 | 0.1 | 18.0-20.0 | - | 10.0-12.0 | - | - |
| 1.4311 | 0.03 | 1.0 | 2.0 | 0.045 | 0.015 | 0.12-0.22 | 17.5-19.5 | - | 8.5-11.5 | - | - |
| 1.4301 | 0.07 | 1.0 | 2.0 | 0.045 | 0.015 | 0.1 | 17.5-19.5 | - | 8.0-10.5 | - | - |
| 1.4541 | 0.08 | 1.0 | 2.0 | 0.045 | 0.015 | - | 17.0-19.0 | - | 9.0-12.0 | - | [5xC]-0.7 |
| 1.4404 | 0.03 | 1.0 | 2.0 | 0.045 | 0.015 | 0.1 | 16.5-18.5 | 2.0-2.5 | 10.0-13.0 | - | - |
| 1.4406 | 0.03 | 1.0 | 2.0 | 0.045 | 0.015 | 0.12-0.22 | 16.5-18.5 | 2.0-2.5 | 10.0-12.5 | - | - |
| 1.4401 | 0.07 | 1.0 | 2.0 | 0.045 | 0.015 | 0.1 | 16.5-18.5 | 2.0-2.5 | 10.0-13.0 | - | - |
| 1.4571 | 0.08 | 1.0 | 2.0 | 0.045 | 0.015 | - | 16.5-18.5 | 2.0-2.5 | 10.5-13.5 | - | [5xC]-0.7 |
| 1.4432 | 0.03 | 1.0 | 2.0 | 0.045 | 0.015 | 0.1 | 16.5-18.5 | 2.5-3.0 | 10.5-13.0 | - | - |
| 1.4435 | 0.03 | 1.0 | 2.0 | 0.045 | 0.015 | 0.1 | 17.0-19.0 | 2.5-3.0 | 12.5-15.0 | - | - |
| 1.4439 | 0.03 | 1.0 | 2.0 | 0.045 | 0.015 | 0.12-0.22 | 16.5-18.5 | 4.0-5.0 | 12.5-14.5 | - | - |
| 1.4539 | 0.02 | 0.7 | 2.0 | 0.030 | 0.010 | 0.15 | 19.0-21.0 | 4.0-5.0 | 24.0-26.0 | 1.2-2.0 | - |
| **Austenoferríticos** | | | | | | | | | | | |
| 1.4362 | 0.03 | 1.0 | 2.0 | 0.035 | 0.15 | 0.05-0.2 | 22.0-24.0 | 0.1-0.6 | 3.5-5.5 | 0.1-0.6 | - |
| 1.4462 | 0.03 | 1.0 | 2.0 | 0.035 | 0.15 | 0.1-0.22 | 21.0-23.0 | 2.5-3.5 | 4.5-6.5 | - | - |

#### Metodología ReCiPe 2016

El impacto ambiental particularizado de los aceros de la norma EN 10088-4 [167] presentan un impacto menor que el acero inoxidable genérico de Ecoinvent, excepto el acero 1.4539, que impacta 3 veces más debido a que tiene alta proporción de Ni (entre un 24.0% y un 26.0%). Este acero ha sido modelado como "composición al límite", utilizando el conjunto de datos para el níquel de alta pureza, el cual, tiene un impacto más alto para el caso de la metodología ReCiPe 2016. Entre los aceros ferríticos, el 1.4521 que contiene pequeñas cantidades de molibdeno, es el que mayor impacto ambiental presenta, siendo el resto de los impactos muy similares entre sí (en torno a una cuarta parte del acero inoxidable genérico de Ecoinvent). El acero martensítico 1.4418 tiene un impacto ligeramente superior al resto de aceros de esta tipología. En el caso de los aceros austeníticos, destaca el acero 1.4539, cuyo alto contenido en níquel hace que su impacto sea considerablemente mayor al resto de aceros austeníticos, los cuales presentan un impacto que supone entre un 43% y 80% del valor del acero inoxidable

genérico de Ecoinvent. Entre los aceros austenoferríticos, el acero 1.4362 presenta el menor impacto ambiental.

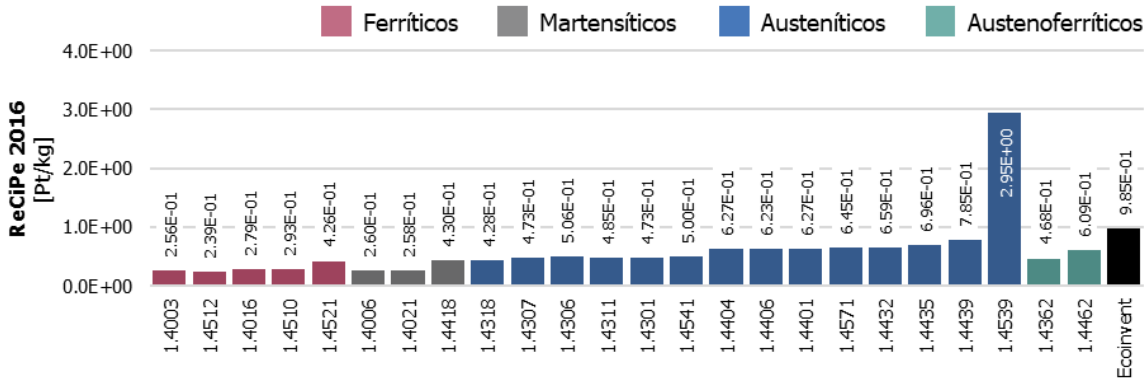



Figura 40. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología ReCiPe 2016

**Metodología CML-IA baseline**

Para la categoría *abiotic depletion* existe mayor variabilidad en los resultados, dándose el caso de que en los aceros que contienen molibdeno (aunque sea en proporciones pequeñas), el impacto ambiental es considerablemente alto. Así es el caso del acero ferrítico 1.4521, el martensítico 1.4418, los aceros austeníticos 1.4404, 1.4406, 1.4401, 1.4571, 1.4432, 1.4435, 1.4439, 1.4539 y el acero austenoferrítico 1.4462 que presentan impactos entre 3 y 8 veces más que el acero inoxidable genérico de Ecoinvent. El resto de estos aceros, que no contienen Mo, presentan impactos mucho menores que el acero inoxidable genérico de Ecoinvent, siendo una cuarta parte del impacto de éste en el caso de los aceros ferríticos y martensíticos, y en torno a la mitad para el caso de los aceros austeníticos.

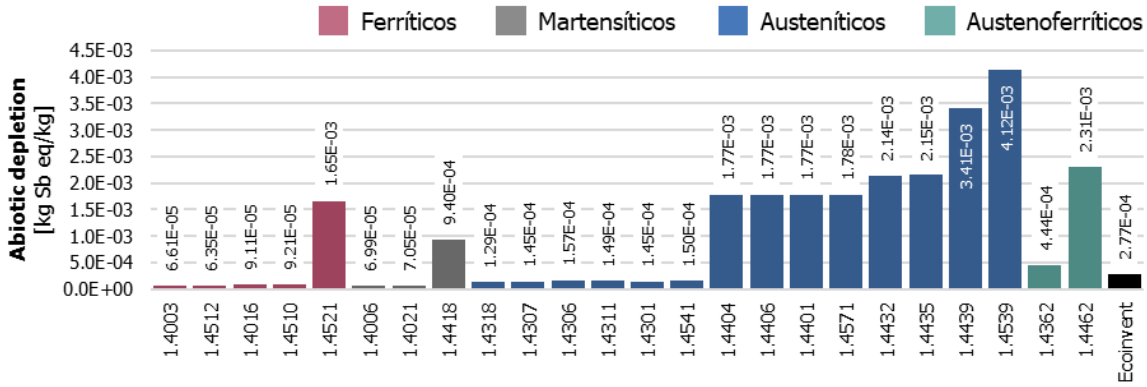



Figura 41. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Abiotic depletion

En el caso de las categorías *abiotic depletion (fossil fuels)* y *global warming (GWP100a)* presentan resultados similares entre sí. Los aceros que contienen molibdeno se ven igualmente penalizados, pero no existe tanta variación entre el resto de los aceros y el acero inoxidable genérico de Ecoinvent. Para el caso de los aceros ferríticos, el impacto ambiental es en torno al 70% del acero

inoxidable genérico de Ecoinvent, y en los martensíticos, en torno al 60%. Para los aceros austeníticos y austenoferríticos, todos presentan mayores impactos que el acero inoxidable genérico de Ecoinvent.

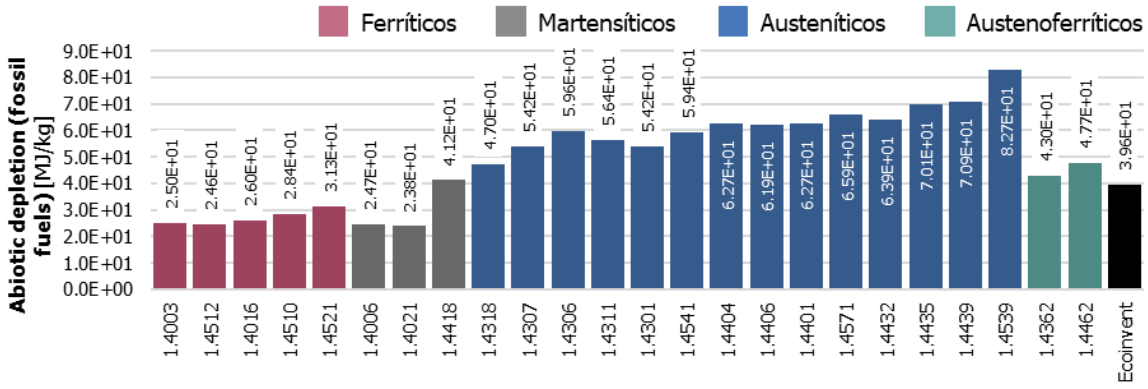



Figura 42. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Abiotic depletion (fossil fuels)

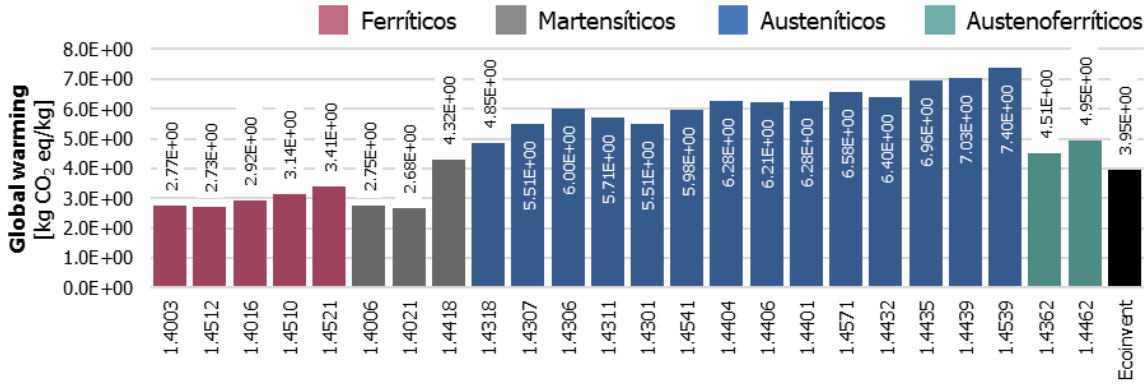



Figura 43. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Global Warming (GWP100y)

En las categorías de impacto *ozone layer depletion (ODP)*, *human toxicity* y *terrestrial ecotoxicity* hay, de nuevo, mayor variación entre los resultados de impacto calculados, para los casos de aceros martensíticos y aceros austeníticos. En este último caso, destaca el acero 1.4539, el cual impacta cerca del doble que el resto de la misma tipología, viéndose impactado por ser un acero con "composición al límite".

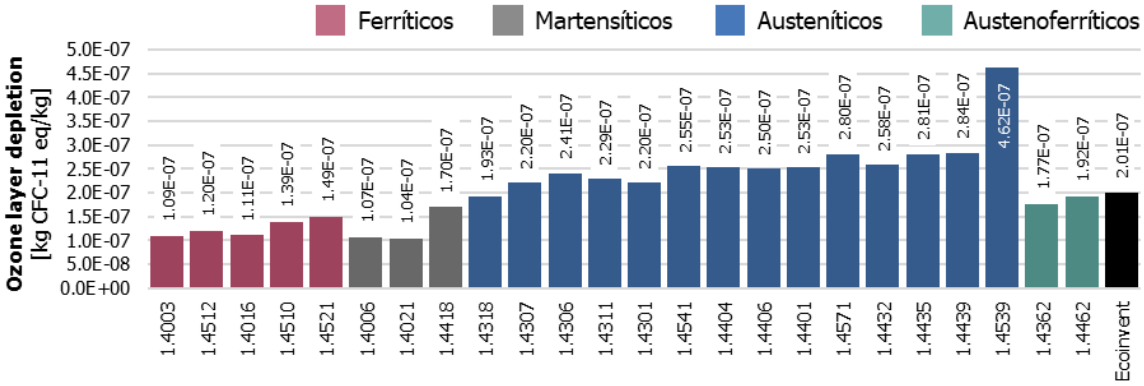



Figura 44. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Ozone Layer Depletion (ODP)

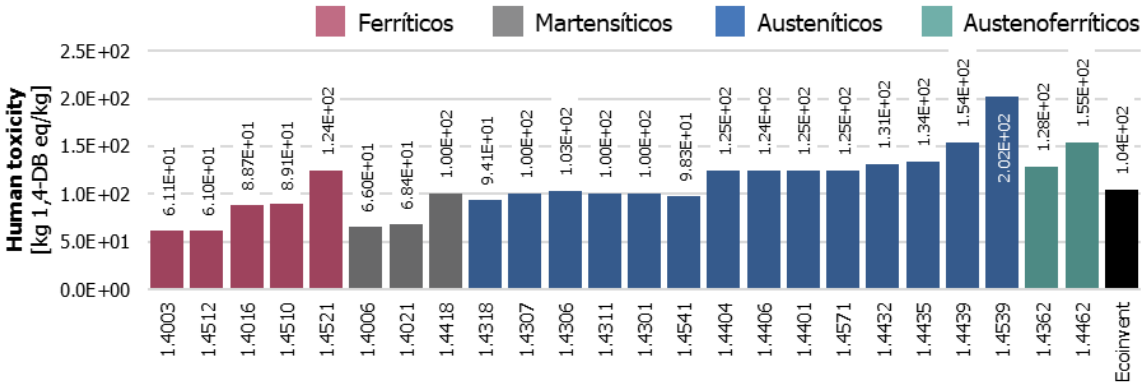



Figura 45. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Human toxicity

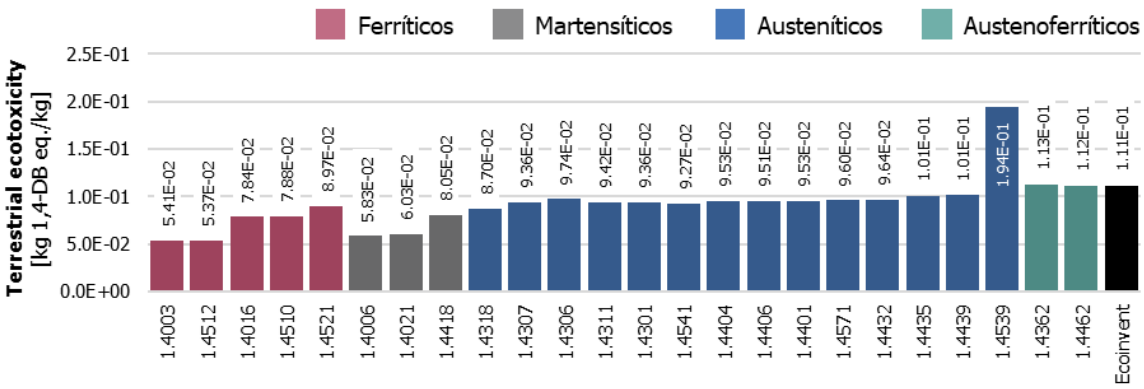



Figura 46. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Terrestrial ecotoxicity

Para las categorías de impacto de *fresh water aquatic ecotoxicity*, *marine aquatic ecotoxicity* y *eutrophication* ciertos aceros presentan un impacto considerablemente mayor a los del resto de su tipología. Así es el caso de los aceros 1.4521 y 1.4418 entre los aceros ferríticos y martensíticos respectivamente. El resto de los aceros pertenecientes a estas tipologías, presentan un impacto en torno a la mitad y una tercera parte del acero inoxidable genérico de Ecoinvent. Sin embargo, en el

caso de los aceros austeníticos presentan, prácticamente todos presentan un impacto mayor que el acero inoxidable genérico de Ecoinvent (excepto en el caso del acero 1.4318, teniendo un impacto muy similar a este). En el caso de los aceros austeníticos, aquellos que presentan molibdeno tienen impactos entre 2.5 y 3 veces superiores al de Ecoinvent, y aquel con altas proporciones de níquel (1.4539) tiene un impacto entre 4.5 y 5 veces mayor.

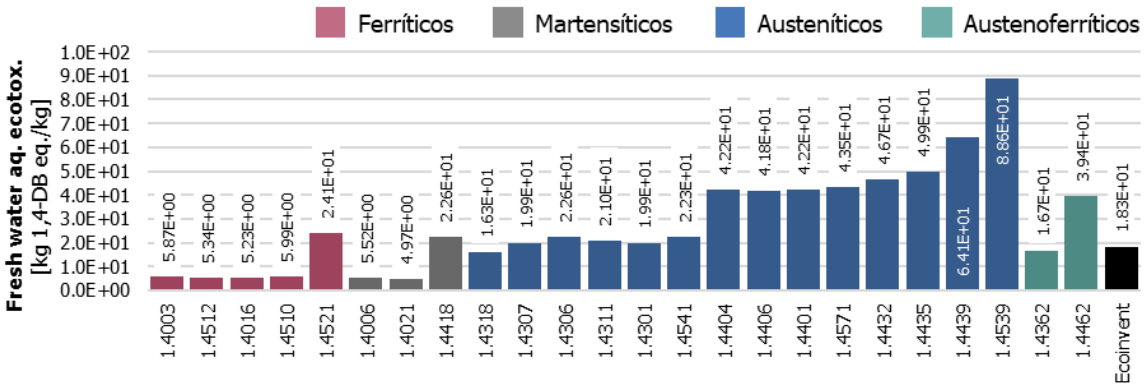



Figura 47. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Fresh water aquatic ecotoxicity

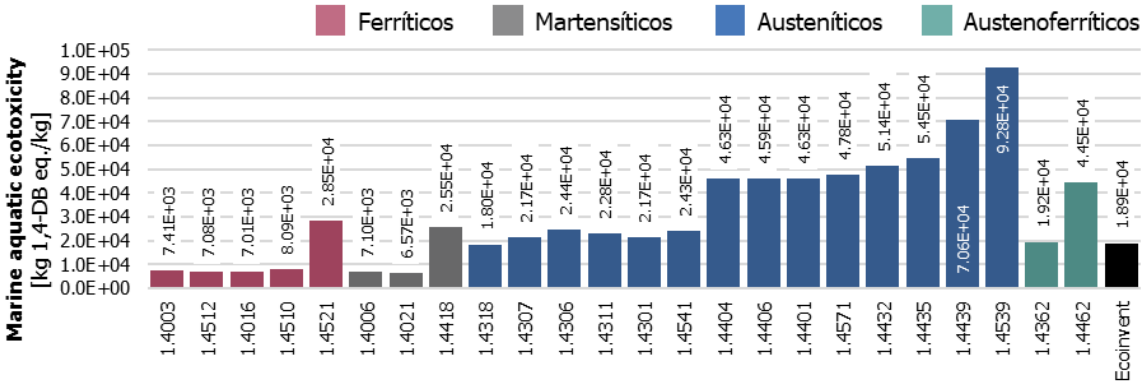



Figura 48. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Marine aquatic ecotoxicity

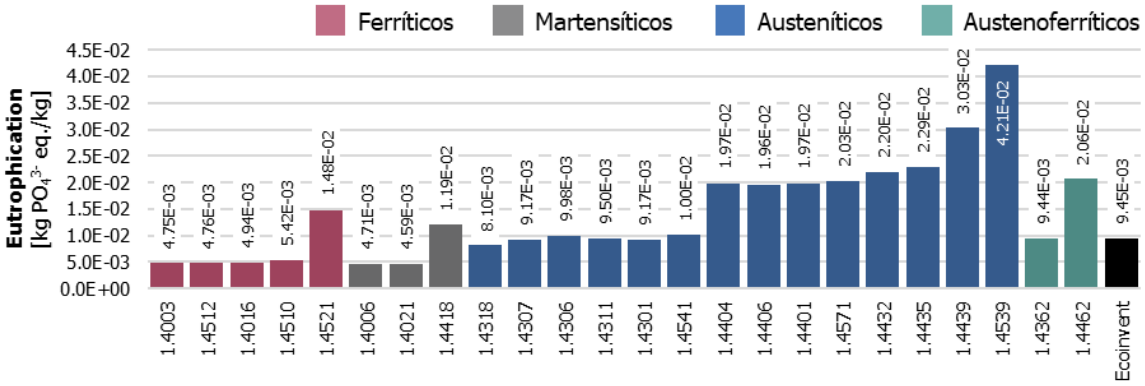



Figura 49. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Eutrophication

En las categorías *photochemical oxidation* y *acidification* casi todos los aceros presentan un impacto considerablemente inferior al acero inoxidable genérico de Ecoinvent, y con poca variabilidad entre ellos, siendo entre un 10% y un 26% del impacto de éste. Caso excepcional es el acero 1.4539, cuyo impacto triplica al del acero inoxidable genérico de Ecoinvent, debido a la alta presencia de níquel. En el caso de este acero, el impacto ambiental se ha calculado como "composición al límite", utilizando una asignación de níquel de alta pureza, la cual presenta un impacto ambiental considerablemente superior al resto de elementos de aleación para ambas categorías de impacto.

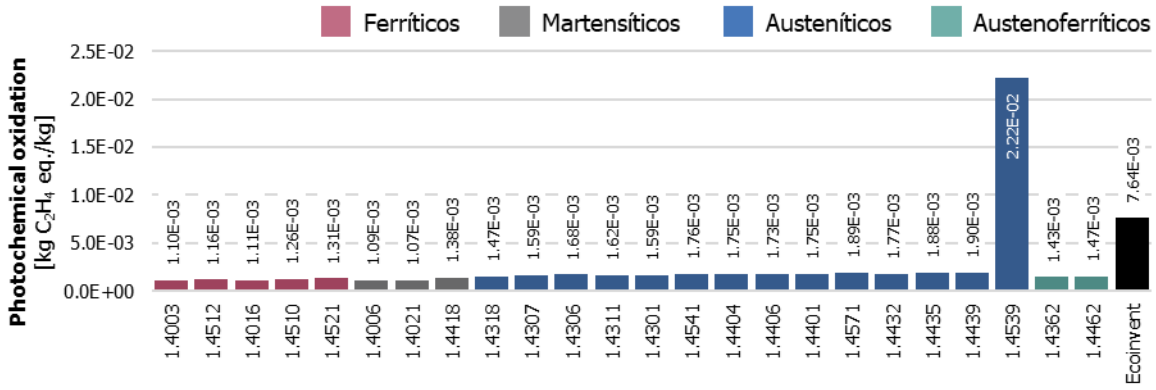



Figura 50. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Photochemical oxidation

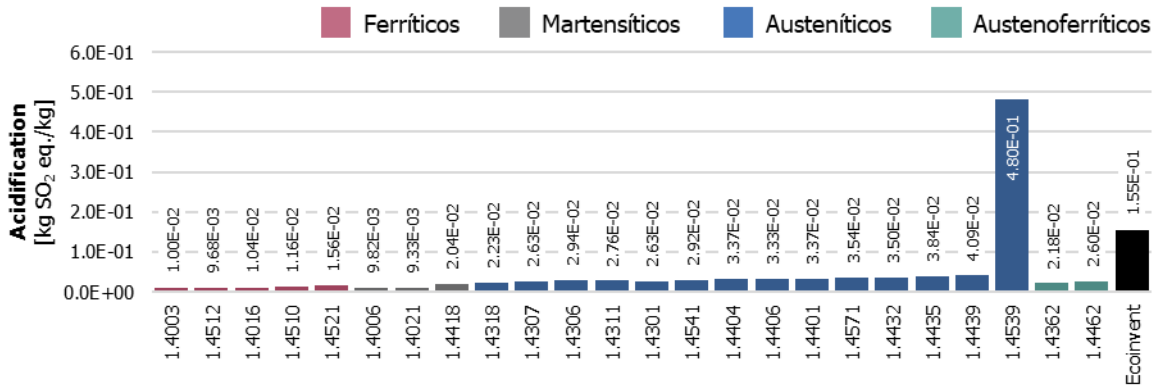



Figura 51. Impacto ambiental aceros inoxidables normalizados (EN 10088-4) - Metodología CML-IA baseline, categoría Acidification

En cuanto al contenido en materias primas, éste se muestra en la Tabla 17. Los elementos de aleación considerados críticos para la UE según el último listado publicado en el año 2023 [33] y que están presentes en los aceros analizados de la norma EN 10088-4 [167] son el Si, Mn, P y Ti, los cuales se encuentran en la composición en pequeñas cantidades. Para el caso de los aceros analizados, el máximo contenido en CRM oscila entre los valores de 2.04% del acero 1.4016 y 3.75% de los aceros 1.4541 y 1.4571. Cabe destacar que, aunque en la actualidad el contenido en críticos es considerablemente bajo, estos pueden variar significativamente por la actualización de futuras listas de CRM, donde el níquel o cromo, elementos de aleación que se encuentran en grandes proporciones en

los aceros analizados, podrían ser considerados críticos, siendo el níquel un elemento ya considerado como "estratégico" por la Unión Europea.

Tabla 15. Contenido en materiales críticos de aceros normalizados de la norma EN 10088-4 [167]

| Tipo | Acero | Min | Max | Promedio |
|---|---|---|---|---|
| **Ferríticos** | 1.4003 | 0.00 | 2.54 | 1.27 |
| | 1.4512 | 0.15 | 2.84 | 1.50 |
| | 1.4016 | 0.00 | 2.04 | 1.02 |
| | 1.4510 | 0.15 | 2.84 | 1.50 |
| | 1.4521 | 0.15 | 2.84 | 1.50 |
| **Martensíticos** | 1.4006 | 0.00 | 2.54 | 1.27 |
| | 1.4021 | 0.00 | 2.54 | 1.27 |
| | 1.4418 | 0.00 | 2.24 | 1.12 |
| **Austeníticos** | 1.4318 | 0.00 | 3.05 | 1.52 |
| | 1.4307 | 0.00 | 3.05 | 1.52 |
| | 1.4306 | 0.00 | 3.05 | 1.52 |
| | 1.4311 | 0.00 | 3.05 | 1.52 |
| | 1.4301 | 0.00 | 3.05 | 1.52 |
| | 1.4541 | 0.00 | 3.75 | 1.87 |
| | 1.4404 | 0.00 | 3.05 | 1.52 |
| | 1.4406 | 0.00 | 3.05 | 1.52 |
| | 1.4401 | 0.00 | 3.05 | 1.52 |
| | 1.4571 | 0.00 | 3.75 | 1.87 |
| | 1.4432 | 0.00 | 3.05 | 1.52 |
| | 1.4435 | 0.00 | 3.05 | 1.52 |
| | 1.4439 | 0.00 | 3.05 | 1.52 |
| | 1.4539 | 0.00 | 2.73 | 1.37 |
| **Austenoferríticos** | 1.4362 | 0.00 | 3.04 | 1.52 |
| | 1.4462 | 0.00 | 3.04 | 1.52 |

## 5.3 Análisis del impacto ambiental de aceros presentes en luminarias

Finalmente, como último caso de aplicación sobre aceros realizado en esta tesis, se ha realizado el cálculo del impacto ambiental de tres aceros diferentes utilizados como materia prima para la fabricación de elementos de acero en luminarias led. Los tres aceros incluidos en este estudio son 1.4310, 1.0917 y 1.0347. Corresponden a las categorías de acero inoxidable, acero de baja aleación y acero al carbono respectivamente. Estas tres categorías corresponden a los conjuntos de datos elegidos en el caso de utilizar la base genérica de Ecoinvent, en lugar de realizar un cálculo particularizado por medio de la metodología desarrollada. En la Tabla 13 se muestran los rangos de composición obtenidos por norma.

Tabla 16. Rangos de composición de aceros utilizados en luminarias led

| Elemento | Acero inoxidable **1.4310** [154] | Acero de baja aleación **1.0917** [168] | Acero al carbono **1.0347** [159] |
|---|---|---|---|
| Cr | 16.0-19.0 | - | - |
| Mn | 2.0 | 1.2 | 0.45 |
| Mo | 0.8 | - | - |
| N | 0.1 | - | - |
| Ni | 6.0-9.5 | - | - |
| P | 0.045 | 0.12 | 0.035 |
| S | 0.015 | 0.045 | 0.035 |
| Si | 2.0 | 0.5 | - |
| Ti | - | 0.3 | - |

Los resultados obtenidos de estos tres aceros con la metodología desarrollada se muestran en la siguiente Figura 52, donde también se presenta la variación del impacto ambiental con respecto a los obtenidos con la base de datos genérica de Ecoinvent, mostrado la importancia de considerar la composición para así obtener unos resultados de impacto más precisos y poder discretizar entre diferentes aceros de la misma categoría (acero inoxidable, de baja aleación o sin aleación).

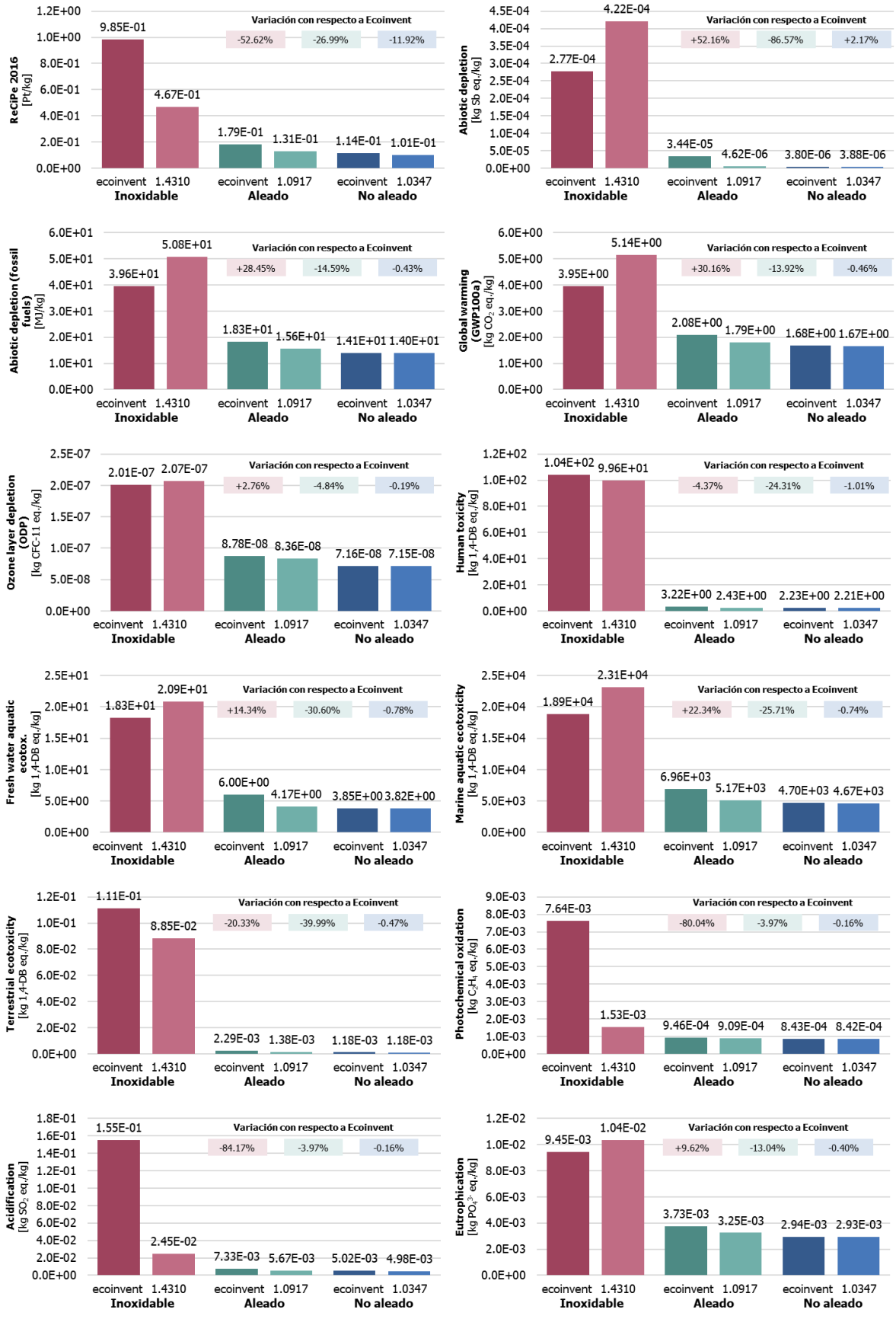



Figura 52. Resultados de impacto ambiental de aceros utilizados en luminarias led

Se observa que las mayores diferencias con respecto a los aceros genéricos de Ecoinvent, se obtienen en el caso del acero inoxidable. En la metodología ReCiPe 2016, el acero 1.4310 es un -52.62% inferior. Para las categorías de impacto de la metodología CML-IA baseline, el impacto del acero inoxidable particularizado es superior al genérico de Ecoinvent en siete de las once categorías (alcanzando una variación máxima de 52.16%), e inferior en el resto, alcanzando una reducción de -84.17% para el caso de la categoría *acidification.*

En el caso del acero de baja aleación, realizado el cálculo en base a la composición, se obtiene un impacto inferior al obtenido por Ecoinvent en ambas metodologías, alcanzando una variación máxima del -86.57% en el caso de la categoría de *abiotic depletion.* En el caso del acero no aleado, y para la metodología ReCiPe 2016, el impacto particularizado es un -11.92% inferior al genérico de Ecoinvent. Para la metodología CML-IA baseline, el impacto del acero 1.0347 es inferior al genérico de Ecoinvent en diez de las once categorías (aunque con diferencias que rondan el 1%), excepto para la categoría *abiotic depletion* cuyo impacto es superior (+2.17%).

Las diferencias encontradas entre el cálculo del impacto ambiental particularizado por composición, con los aceros disponibles en Ecoinvent, pone de manifiesto la relevancia de considerar la composición a la hora de calcular el impacto ambiental de aceros. Esto permite tener en consideración criterios ambientales a la hora de seleccionar entre diferentes grados de acero de una misma tipología.

La Tabla 17 muestra el contenido en materias primas críticas para los tres aceros analizados, según el último listado por la Unión Europea en el año 2023 [33]. Se puede observar que en el caso del acero inoxidable 1.4310 puede llegar a alcanzar un valor máximo de 4.045%, mientras que el acero 1.0347, apenas puede alcanzar un 0.5% de contenido en CRM. Además, el 1.4310 presenta un contenido notable en níquel, material "estratégico" para la Unión Europea, tal y como se ha mencionado anteriormente.

Tabla 17. Contenido de CRM de aceros utilizados en luminarias led, según listado 2023 [33]

| Elemento | Acero inoxidable **1.4310** [154] | Acero de baja aleación **1.0917** [168] | Acero al carbono **1.0347** [159] |
|---|---|---|---|
| Mínimo | 0.0% | 0.0% | 0.0% |
| Máximo | 4.045% | 2.120% | 0.485% |

# Capítulo 6

## Cálculo del impacto ambiental de aleaciones de magnesio

Además de proponer una metodología para el cálculo del impacto ambiental de los aceros, incorporando la composición en el Inventario de Ciclo de Vida, se ha querido extender el análisis de la influencia de la composición a otros metales. En el presente capítulo se muestra el estudio realizado en esta tesis doctoral sobre el cálculo del impacto ambiental de aleaciones de magnesio.

### 6.1. Las aleaciones de magnesio

Las aleaciones de magnesio son mezclas de magnesio con otros elementos de aleación, como son el aluminio, el zinc, el manganeso u otros metales, con el objetivo de mejorar las propiedades del magnesio puro. El magnesio es un metal ligero, con una densidad aproximadamente dos tercios de la del aluminio, lo que lo convierte en una opción atractiva para aplicaciones donde se busca reducir el peso sin comprometer la resistencia estructural.

Algunas propiedades clave de las aleaciones de magnesio incluyen su baja densidad y buena resistencia y ductilidad [170]. Estas propiedades hacen que las aleaciones de magnesio sean ideales para una gran variedad de aplicaciones, entre las que se incluyen [171], [172], [173]:

- *La industria de la automoción:* uno de los mayores consumidores de aleaciones de magnesio. Estas aleaciones se utilizan en componentes como cajas de cambios, piezas estructurales y partes del motor. La reducción de peso en los vehículos contribuye a mejorar la eficiencia del combustible.

- *La industria aeroespacial:* debido a su baja densidad, las aleaciones de magnesio son valiosas en la fabricación de componentes aeroespaciales, donde la reducción de peso es crítica para el rendimiento de aeronaves y satélites.
- *El sector de la electrónica:* en dispositivos electrónicos como ordenadores portátiles y teléfonos móviles, las aleaciones de magnesio se utilizan en carcasas y componentes estructurales debido a su ligereza y resistencia.
- *Industria médica:* algunas aleaciones de magnesio, especialmente las que contienen plata, son biocompatibles, por lo que se utilizan en implantes médicos.

La relevancia de las aleaciones de magnesio en el mundo actual radica en su contribución a la eficiencia energética y la sostenibilidad. Sin embargo, es importante señalar que existen desafíos asociados con la corrosión y la procesabilidad de estas aleaciones, los cuales están siendo abordados mediante investigaciones y desarrollos tecnológicos.

La búsqueda de materiales más ligeros y eficientes, desde el punto de vista energético, impulsa la demanda de aleaciones de magnesio en diversas industrias. El uso de las aleaciones de magnesio implica un considerable ahorro de peso, pudiéndose fabricar componentes con una reducción de peso de entre el 10% y el 33% en comparación con las aleaciones de aluminio. En el sector de la automoción, por ejemplo, se han utilizado metales ligeros, como aleaciones de magnesio y aluminio, para la fabricación de vehículos ligeros. Según algunos estudios, la reducción del peso de los vehículos implica una reducción del consumo de combustible de entre 0.1L/(100 km x 100 kg) y 0.9L/(100 km x 100 kg) [174]. Esta reducción en el consumo de combustible produce menores emisiones de $CO_2$ a la atmósfera en la fase de uso del automóvil [175], [176], [177]. Sin embargo, la producción de muchos materiales ligeros (aleaciones de aluminio, aleaciones de magnesio o fibra de carbono) es comparativamente más intensiva energéticamente que la de otros materiales convencionales como el acero. Esto significa que estos materiales, en su fase de producción, conllevan mayores emisiones de $CO_2$ [178], [179], [179], [180], [181]. Sin embargo, a pesar de que la producción de los materiales tiene un mayor impacto ambiental, es posible compensar estas emisiones gracias a un menor consumo de combustible y tener un menor impacto ambiental global en su ciclo de vida [182].

## 6.2. Composiciones de las aleaciones de magnesio

Las aleaciones de magnesio pueden contener diferentes aleantes que mejoran sus propiedades químicas y físicas. Así, por ejemplo, el aluminio mejora la resistencia, la ductilidad y la capacidad de fusión [183]; el manganeso permite una alta resistencia a la corrosión y mejora la ductilidad y la resistencia [184]; el litio proporciona a la aleación una alta ductilidad y una gran tolerancia al daño y reduce la densidad específica del material [185]; y los metales de tierras raras aumentan tanto la resistencia a la corrosión de la aleación como su resistencia mecánica [186]. En la Tabla 18 se pueden ver los efectos de diferentes elementos de aleación del magnesio. Las composiciones de las aleaciones

de magnesio están definidas en diferentes normas como la norma europea EN 1753:2020 [187], o la American Society for Testing and Materials (AA ASTM) B275-05 [188].

Tabla 18. Influencia de los elementos de aleación en las aleaciones de magnesio

| Elemento de aleación | Propiedades |
|---|---|
| Ag, Plata | Mejora la resistencia a la corrosión, mejora la conductividad eléctrica y la maquinabilidad. |
| Al, Aluminio | Aumenta la resistencia, mejora la ductilidad y la resistencia a la corrosión. Mejora la estabilidad dimensional y la capacidad de fusión. |
| Ca, Calcio | Mejora la resistencia a la corrosión, la estabilidad térmica y puede actuar como agente de refino de grano mejorando la resistencia y la tenacidad. |
| Cu, Cobre | Mejora la resistencia y capacidad de endurecimiento por precipitación de las aleaciones de magnesio. Aumenta también la conductividad eléctrica. |
| Fe, Hierro | Mejorar las propiedades mecánicas y de rendimiento. Se introduce en pequeñas proporciones, puesto que puede reaccionar con el magnesio y formar fases intermetálicas que pueden afectar negativamente a la aleación. |
| RE, Tierras raras | Aumentan la resistencia a la corrosión y la resistencia mecánica. |
| Li, Litio | Mejora la resistencia y reduce la densidad. También puede contribuir a mejorar la resistencia a la corrosión. |
| Mn, Manganeso | Aumenta la resistencia mecánica y mejora la ductilidad. También mejora la resistencia a la corrosión. |
| Ni, Níquel | Aumenta la resistencia y mejora la tenacidad. Mejora la resistencia a la corrosión. |
| Nd, Neodimio | Mejora la resistencia a la corrosión. Aumenta la resistencia a altas temperaturas. |
| Si, Silicio | Mejora la resistencia, actuando como agente de refino de grano. También mejora la estabilidad térmica y la resistencia a la corrosión. |
| Y, Ytrio | Mejora la resistencia, y aumenta la resistencia a altas temperaturas. |
| Zn, Zinc | Aumenta la resistencia y la capacidad de endurecimiento por precipitación. Mejora la resistencia a la corrosión y aumenta la tenacidad. |
| Zr, Circonio | Mejora la resistencia a altas temperaturas, la tenacidad, y mejora la resistencia a la corrosión. |

## 6.3. Análisis de Ciclo de Vida de las aleaciones de Magnesio

### 6.3.1. Objetivo

El objetivo principal de este Análisis de Ciclo de Vida (ACV) es cuantificar el impacto medioambiental de diferentes aleaciones de magnesio, en función de su composición. Este cálculo pretende analizar la influencia de los elementos de aleación en el comportamiento medioambiental de las aleaciones de magnesio. Así mismo, se llevará a cabo un estudio del contenido en materias primas críticas para la Unión Europea.

### 6.3.2. Alcance

#### *6.3.2.1. Unidad funcional*

La definición de unidad funcional tiene importantes implicaciones para el desarrollo de un ACV. En este estudio se tomó como unidad funcional la producción de 1 kg de aleación de magnesio a partir de materias primas, teniendo en cuenta la composición de la aleación.

#### *6.3.2.2. Límites del sistema*

Para realizar un ACV es necesario identificar las entradas y salidas de materiales y energía. Este balance de materiales y energía debe cuantificarse a lo largo de las diferentes etapas de la vida útil. El enfoque metodológico adoptado en este estudio se basó en la metodología planteada por Ecoinvent v3.5, para el cálculo del impacto ambiental de la aleación de magnesio AZ91, recogida en el conjunto de datos "magnesium alloy, AZ91 {RER}|production" [189].

Basándose en este conjunto de datos de Ecoinvent, las fases de ciclo de vida consideradas (Figura 53) corresponden a la adquisición de materias primas, el transporte de estas materias primas a la planta de fabricación de aleaciones y el proceso de producción de las aleaciones de magnesio fundidas.

- La adquisición de materias primas incluye la extracción y el tratamiento de los distintos elementos de aleación que componen la aleación de magnesio.
- En este estudio se incluye el transporte de todas las materias primas hasta la planta de fabricación de las aleaciones de magnesio.
- En la fase de producción se tienen en cuenta dos aspectos: el consumo energético del proceso y la pérdida de materias primas debida a las ineficiencias del proceso de fabricación.

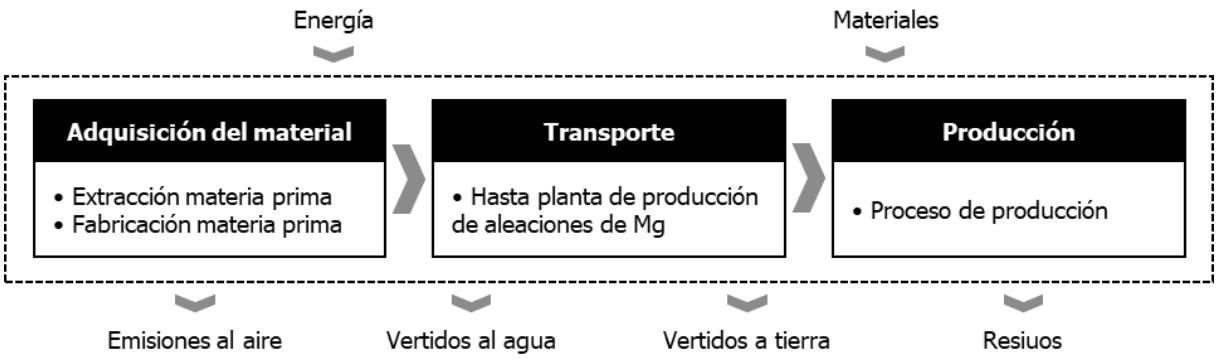



Figura 53. Límites del sistema. Fabricación aleaciones de magnesio

#### *6.3.2.3. Software, Bases de datos y metodologías de cálculo*

El estudio utilizó el software SimaPro 9.0.0.49 y la base de datos Ecoinvent v3.5 para la realización del ACV. Las metodologías de evaluación de impacto ambiental aplicadas han sido en este

caso ReCiPe 2016 e IPCC 2013, una metodología bien establecida desarrollada por el IPCC para calcular las emisiones de carbono.

### 6.3.3. Inventario de Ciclo de Vida (ICV)

En este apartado se muestra la metodología para establecer el Inventario de Ciclo de Vida de la producción de 1 kg de aleaciones de magnesio. Este estudio toma como referencia la metodología planteada por Ecoinvent para la caracterización del conjunto de datos "magnesium alloy, AZ91 {RER}| production". La aleación de magnesio AZ91 es la más utilizada para aplicaciones de fundición, normalmente procesada mediante fundición a alta presión [190], [191]. Contiene un 9.1% de aluminio y pequeñas cantidades de cobre, zinc y manganeso [122], [192].

La Tabla 19 muestra el Inventario de Ciclo de Vida de la producción de 1 kg de la aleación de magnesio AZ91, tal y como la caracteriza Ecoinvent [122]. Ecoinvent obtiene datos de producción de aleaciones de magnesio a partir de estudios de inventario previos. Los datos de estos estudios se consideran válidos y se utilizan en las versiones actuales de Ecoinvent [122], [189].

Tabla 19. Inventario de Ciclo de Vida de la aleación AZ91 de Ecoinvent

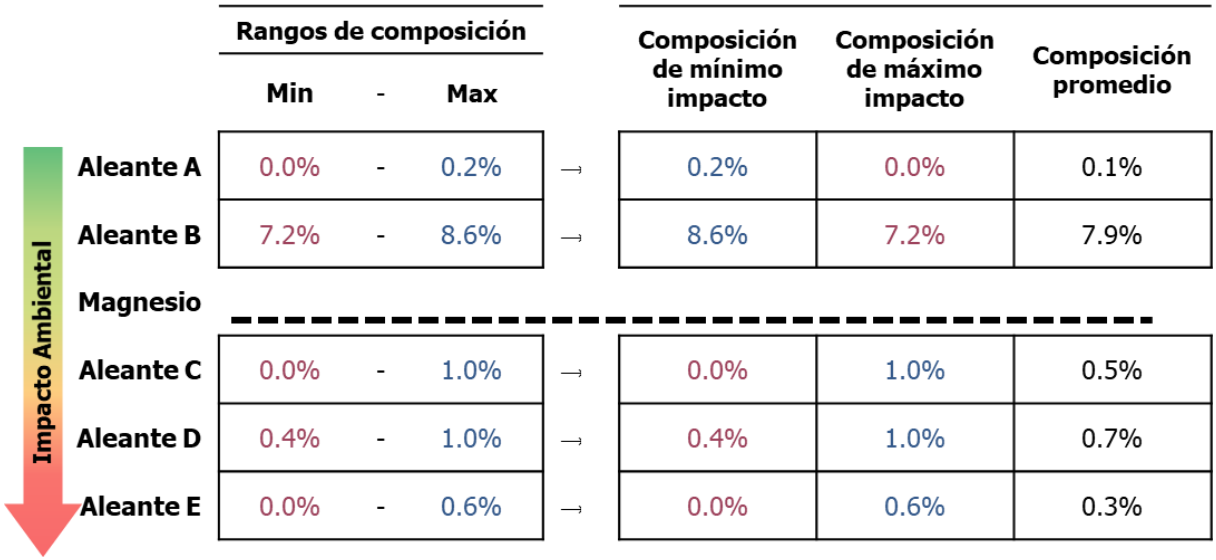
| Descripción | Dato de entrada [kg] | Composición química [%] |
|---|---|---|
| Magnesio | $9.090 \times 10^{-1}$ | 89.59% |
| Aluminio | $9.240 \times 10^{-2}$ | 9.11% |
| Zinc | $7.110 \times 10^{-3}$ | 0.7% |
| Manganeso | $3.050 \times 10^{-3}$ | 0.3% |
| Silicio | $2.030 \times 10^{-3}$ | 0.2% |
| Cobre | $1.020 \times 10^{-1}$ | 0.1% |
| **Total** | **1.015** | **100%** |

Como se puede apreciar, la suma total de los materiales de entrada es de 1.015 kg por cada kilogramo de aleación producida. Siguiendo la metodología de Ecoinvent, se asume una pérdida de material del 1.5% durante la producción. Además, el conjunto de datos de Ecoinvent asume un consumo de energía para la producción la aleación de magnesio de 1.510 kWh por kilogramo.

Así, para establecer el inventario de vida se va a considerar la composición real de la aleación de magnesio dada como rango de composición por normativas. Por tanto, es posible establecer la combinación de elementos de aleación que proporcione el mayor impacto posible y el menor impacto posible. Para ello, en la metodología se propone, de nuevo, establecer tres Inventarios de Ciclo de Vida que corresponden, tal y como se explica gráficamente en la Figura 54:

- **Máximo impacto ambiental posible:** asignará la mayor cantidad posible a aquellos elementos de aleación con mayor impacto ambiental por kg, según la metodología de cálculo establecida, siempre que se cumpla con los rangos establecidos por normativa.
- **Mínimo impacto ambiental posible:** asignará la mayor cantidad posible a aquellos elementos de aleación con menor impacto ambiental por kg, según la metodología de cálculo establecida.

- **Impacto ambiental promedio:** composición que da como resultado el impacto ambiental promedio.




| | Rangos de composición Min | - | Max | | Composición de mínimo impacto | Composición de máximo impacto | Composición promedio |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Aleante A | 0.0% | - | 0.2% | → | 0.2% | 0.0% | 0.1% |
| Aleante B | 7.2% | - | 8.6% | → | 8.6% | 7.2% | 7.9% |
| Magnesio | | | | | | | |
| Aleante C | 0.0% | - | 1.0% | → | 0.0% | 1.0% | 0.5% |
| Aleante D | 0.4% | - | 1.0% | → | 0.4% | 1.0% | 0.7% |
| Aleante E | 0.0% | - | 0.6% | → | 0.0% | 0.6% | 0.3% |

Figura 54. Metodología de asignación del contenido de elementos de aleación para la composición de mínimo impacto, máximo impacto e impacto promedio

En cuanto al proceso de fabricación, se considera un consumo de energía de 1.51 kWh/kg en el conjunto de datos de Ecoinvent para la aleación de magnesio AZ91. Sin embargo, en este caso, para evaluar el impacto del proceso de fabricación, el consumo de energía se ha calculado en base al calor específico y al calor de fusión de las aleaciones, y a la regla empírica de Neumann-Kopp [193], [194]. Los datos de 1.51 kWh/kg se han relacionado proporcionalmente con la energía requerida para la producción de la aleación AZ91. La energía acumulada requerida para el calentamiento del proceso de aleación de magnesio de las diferentes aleaciones de magnesio se ha calculado por medio de la siguiente expresión:

$$H\left[\frac{J}{kg}\right] = C_{ps}\left[\frac{J}{g\ K}\right] \cdot (Tm - To)[^{o}C] + \Delta H_f\left[\frac{J}{g}\right] + C_{pl}\left[\frac{J}{g\ K}\right]$$

Donde:

- H, es la energía acumulada para calentar la aleación de magnesio a la temperatura del proceso;
- Cps, es el calor específico de la aleación de magnesio dado para la fase sólida;
- Cpl, es el calor específico de la aleación de magnesio dado para la fase líquida; y,
- AHf es el calor de la fusión.

Las temperaturas involucradas en el proceso [195] son $T_o$ = 298K, $T_m$ como el punto de fusión establecido en 873 K y $T_p$ como la temperatura del proceso establecida en 973K.

Para estimar el calor específico de cada aleación de aluminio, se emplea la regla empírica de Neumann-Kopp [193]:

$$C_p = \sum_{i=1}^{N} (C_{p_i} \cdot f_i)$$

Donde:

- N es el número total de elementos de aleación;
- $C_{Pi}$, el el calor específico de cada elemento de aleación
- $f_i$ es la fracción másica de cada elemento de aleación.

De forma análoga, para estimar el calor de fusión de cada aleación de aluminio, se ha empleado la misma regla empírica de Neuman-Kopp [194]. En la Tabla 20 se pueden ver los valores que se han tomado para cada elemento de aleación.

Tabla 20. Valores termodinámica elementos de aleación

| | **Punto de fusión [K]** | **Specific Heat Solid** [196] **[J/(kg·K)]** | **Heat of fusion** [196] **[kJ/mol]** | **Specific Heat Liquid (973K)** [196] **[kJ/mol]** |
|---|---|---|---|---|
| **Ag** | 1235 | 235.0 | - | - |
| **Al** | 993 | 904.0 | 10.7 | 31.75 |
| **Ca** | 1115 | 631.0 | - | - |
| **Cu** | 1358 | 384.4 | - | - |
| **Fe** | 1811 | 449.0 | - | - |
| **Li** | 454 | 3570.0 | 3.0 | 28.86 |
| **Mg** | 923 | 1020.0 | 8.7 | 34.31 |
| **Mn** | 1519 | 479.0 | - | - |
| **Ni** | 1728 | 445.0 | - | - |
| **RE** | 1121 | 186.98 | - | - |
| **Si** | 1687 | 710.0 | - | - |
| **Y** | 1799 | 298.0 | - | - |
| **Zn** | 693 | 388.0 | 7.35 | 31.38 |
| **Zr** | 2128 | 278.0 | - | - |

Los elementos de aleación variarán en tipo y cantidad en función de la composición de cada aleación de magnesio. En la Tabla 21 se muestra una lista de los elementos de aleación más comunes en este tipo de aleaciones y su asignación con los conjuntos de datos disponibles en Ecoinvent. La pureza del material asignado se ha tenido en cuenta para este cálculo. Todos los elementos de aleación se asignaron a los conjuntos de datos "{GLO}|market for" con el fin de considerar el transporte desde la planta de producción de materias primas hasta la planta de producción de aleaciones. Cabe destacar que los elementos de tierras raras, siguiendo la metodología de Ecoinvent, se añaden en las aleaciones de magnesio como *mischmetal,* que se trata de una aleación de tierras raras compuesta por

aproximadamente un 50% de cerio, un 25% de lantano y cantidades menores de neodimio y praseodimio [197].

Tabla 21. Asignación con conjuntos de datos de Ecoinvent. Aleantes magnesio

| Elemento de aleación | Conjunto de datos Ecoinvent v3.5 | Pureza |
|---|---|---|
| Magnesio | Magnesium {GLO}\| market for | 100% |
| Aluminio | Aluminum, cast Alloy {GLO}\| market for | 100% |
| Calcio | Calcium carbonate, precipitated {RER}\| market for calcium carbonate, precipitated | 40% |
| Zinc | Zinc {GLO}\| market for | 100% |
| Manganeso | Manganese {GLO}\| market for | 100% |
| Tierras raras | Mischmetal {GLO}\| market for | 100% |
| Plata | Silver {GLO}\| market for | 100% |
| Litio | Lithium {GLO}\| market for | 100% |
| Silicio | Silicon, metallurgical grade {GLO}\| market for | 100% |
| Zirconio | Zircon, 50% zirconium {GLO}\| market for | 50% |
| Hierro | Cast iron {GLO}\| market for | 100% |
| Cobre | Copper {GLO}\| market for | 100% |
| Itrio | Mischmetal {GLO}\| market for | 100% |
| Níquel | Nickel {GLO}\| market for | 100% |

## 6.4. Aplicación de la metodología a un caso de estudio

### 6.4.1. Aleaciones de magnesio incluidas en el estudio

En este estudio, se han considerado y estudiado dieciocho aleaciones de magnesio utilizadas habitualmente en procesos de fundición. Sus composiciones están definidas en diferentes normas, como la europea EN 1753:2020 [187], o la *American Society for Testing and Materials* (AA ASTM) B275-05 [188]. En este estudio, se utilizó la norma europea para obtener las composiciones de las aleaciones de magnesio. No obstante, como el calcio también es un elemento de aleación interesante, especialmente para aplicaciones biomédicas [198], [199], [200], se incluyeron en el estudio tres aleaciones de magnesio adicionales (AZ21A, AZ31A y M1A), que tienen un contenido en calcio, a partir de la norma ASTM B275-05 [188]. Las composiciones dadas por normativa de las aleaciones de magnesio incluidas en el estudio se muestran en la Tabla 22.

Tabla 22. Rangos de composición Aleaciones de Magnesio

| Aleación | | Elementos de aleación | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Ag | Al | Ca | Cu | Fe | RE | Li | Mn | Ni | Si | Y | Zn | Zr | Mg |
| **3.5215** | Min. | - | 7.2 | - | - | - | - | - | >0.17 | - | - | - | 0.45 | - | Resto |
| | Max. | - | 8.5 | - | 0.025 | 0.004 | - | - | - | 0.001 | 0.05 | - | 0.9 | - | |
| **3.5216** | Min. | - | 8.5 | - | - | - | - | - | >0.17 | - | - | - | 0.45 | - | Resto |
| | Max. | - | 9.5 | - | 0.025 | 0.004 | - | - | - | 0.001 | 0.05 | - | 0.9 | - | |
| **3.5217** | Min. | - | 8.0 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.3 | - | Resto |
| | Max. | - | 10.0 | - | 0.2 | 0.03 | - | - | - | 0.01 | 0.3 | - | 1.0 | - | |
| **3.5220** | Min. | - | 1.7 | - | - | - | - | - | >0.35 | - | - | - | - | - | Resto |
| | Max. | - | 2.5 | - | 0.008 | 0.004 | - | - | - | 0.001 | 0.05 | - | 0.2 | - | |
| **3.5221** | Min. | - | 4.5 | - | - | - | - | - | >0.27 | - | - | - | - | - | Resto |
| | Max. | - | 5.3 | - | 0.008 | 0.004 | - | - | - | 0.001 | 0.05 | - | 0.2 | - | |
| **3.5222** | Min. | - | 5.6 | - | - | - | - | - | >0.23 | - | - | - | - | - | Resto |
| | Max. | - | 6.4 | - | 0.008 | 0.004 | - | - | - | 0.001 | 0.05 | - | 0.2 | - | |
| **3.5225** | Min. | - | 1.9 | - | - | - | - | - | >0.2 | - | 0.7 | - | - | - | Resto |
| | Max. | - | 2.5 | - | 0.008 | 0.004 | - | - | - | 0.001 | 1.2 | - | 0.2 | - | |
| **3.5226** | Min. | - | 3.7 | - | - | - | - | - | >0.2 | - | 0.7 | - | - | - | Resto |
| | Max. | - | 4.8 | - | 0.008 | 0.004 | - | - | - | 0.001 | 1.2 | - | 0.2 | - | |
| **3.5232** | Min. | - | - | - | 2.4 | - | - | - | 0.25 | - | - | - | 5.5 | - | Resto |
| | Max. | - | - | - | 3.0 | - | - | - | 0.75 | 0.01 | - | - | 6.5 | - | |
| **3.5246** | Min. | - | - | - | - | - | 1.0 | - | - | - | - | - | - | 0.1 | Resto |
| | Max. | - | - | - | 0.03 | 0.05 | 1.75 | - | 0.15 | 0.005 | 0.2 | - | - | 1.0 | |
| **3.5247** | Min. | - | - | - | - | - | 2.4 | - | - | - | - | - | 2.0 | 0.1 | Resto |
| | Max. | - | - | - | 0.03 | 0.01 | 4.0 | - | 0.15 | 0.005 | 0.01 | - | 3.0 | 1.0 | |
| **3.5251** | Min. | 2.0 | - | - | - | - | 2.0 | - | - | - | - | - | - | 0.1 | Resto |
| | Max. | 3.0 | - | - | 0.03 | 0.01 | 3.0 | - | 0.15 | 0.005 | 0.01 | - | 0.2 | 1.0 | |
| **3.5250** | Min. | 1.3 | - | - | 0.05 | - | 1.5 | - | - | - | - | - | - | 0.1 | Resto |
| | Max. | 1.7 | - | - | 0.1 | 0.01 | 3.0 | - | 0.15 | 0.005 | 0.01 | - | 0.2 | 1.0 | |
| **3.5261** | Min. | - | - | - | - | - | 1.5 | - | - | - | - | 4.75 | - | 0.1 | Resto |
| | Max. | - | - | - | 0.03 | 0.01 | 4.0 | 0.2 | 0.15 | 0.005 | 0.01 | 5.5 | 0.2 | 1.0 | |
| **3.5260** | Min. | - | - | - | - | - | 2.4 | - | - | - | - | 3.7 | - | 0.1 | Resto |
| | Max. | - | - | - | 0.03 | 0.01 | 4.4 | 0.2 | 0.15 | 0.005 | 0.01 | 4.3 | 0.2 | 1.0 | |
| **AZ21A** | Min. | - | 1.6 | 0.1 | - | - | - | - | - | - | - | - | 0.8 | - | Resto |
| | Max. | - | 2.5 | 0.25 | 0.05 | 0.005 | - | - | 0.15 | 0.002 | 0.05 | - | 1.6 | - | |
| **AZ31A** | Min. | - | 2.5 | - | - | - | - | - | 0.2 | - | - | - | 0.6 | - | Resto |
| | Max. | - | 3.5 | 0.3 | 0.05 | 0.005 | - | - | 1.0 | 0.005 | 0.3 | - | 1.4 | - | |
| **M1A** | Min. | - | - | - | - | - | - | - | 1.2 | - | - | - | - | - | Resto |
| | Max. | - | - | 0.3 | 0.005 | - | - | - | 2.0 | 0.01 | 0.1 | - | - | - | |
| **AZ91** | Media | - | 18.2 | - | 0.2 | - | - | - | 0.6 | - | 0.4 | - | 1.4 | - | Resto |

Cabe destacar que algunos elementos de aleación no se tienen en cuenta en el conjunto de datos de la aleación de magnesio de Ecoinvent AZ91: la plata, que representa una proporción notable en algunas de las aleaciones estudiadas, el níquel, que se utiliza en todas las aleaciones estudiadas excepto en la aleación Ecoinvent AZ91.

### 6.4.2. Evaluación del Ciclo de Vida e interpretación de los resultados

#### *6.4.2.1. Resultados de impacto ambiental*

Se calcularon los valores de impacto ambiental promedio. La Tabla 23 presenta los resultados obtenidos según la metodología ReCiPe 2016 y la metodología IPCC 2013 en puntos por kilogramo (Pt/kg) y kg de $CO_2$ equivalentes por kilogramo de aleación de magnesio (kg $CO_2$ eq./kg), respectivamente. Así mismo, se muestra la variación del impacto con respecto a la referencia de la aleación AZ91 de Ecoinvent.

Tabla 23. Impacto ambiental de 1 kg de aleación de magnesio

| | ReCiPe 2016 [Pt/kg] | Var. | IPCC 2013 [kg CO2 eq./kg] | Var. |
|---|---|---|---|---|
| **AZ91 (Ecoinvent)** | 3.040 | 100% | 43.414 | 100% |
| **3.5215** | 3.080 | 101.3% | 43.905 | 101.1% |
| **3.5216** | 3.046 | 100.2% | 43.439 | 100.1% |
| **3.5217** | 3.049 | 100.3% | 43.620 | 100.5% |
| **3.5220** | 3.265 | 107.4% | 46.445 | 107.0% |
| **3.5221** | 3.183 | 104.7% | 45.328 | 104.4% |
| **3.5222** | 3.151 | 103.6% | 44.890 | 103.4% |
| **3.5225** | 3.237 | 106.5% | 46.102 | 106.2% |
| **3.5226** | 3.176 | 104.5% | 45.271 | 104.3% |
| **3.5232** | 3.175 | 104.4% | 43.815 | 100.9% |
| **3.5246** | 3.163 | 104.0% | 45.127 | 103.9% |
| **3.5247** | 3.173 | 104.4% | 45.424 | 104.6% |
| **3.5251** | 4.853 | 159.6% | 55.427 | 127.7% |
| **3.5250** | 4.221 | 138.8% | 51.954 | 119.7% |
| **3.5261** | 3.132 | 103.0% | 45.192 | 104.1% |
| **3.5260** | 3.143 | 103.4% | 45.6319 | 104.4% |
| **AZ21A** | 3.228 | 106.2% | 46.095 | 106.2% |
| **AZ31A** | 3.199 | 105.2% | 45.541 | 104.9% |
| **M1A** | 3.309 | 108.8% | 46.778 | 107.7% |

De estos datos se desprende que, con diferencia, el impacto ambiental más significativo según ambas metodologías lo produjo la aleación de magnesio 3.5251, con 4.853 Pt/kg y 55.427 kg $CO_2$ eq./kg, seguida de la aleación de magnesio 3.5250 con 4.221 Pt/kg y 51.954 kg $CO_2$ eq./kg. El menor impacto ambiental lo produjo la aleación 3.5216 conforme a ambas metodologías, con 3.046 Pt/kg y 43.439 kg $CO_2$ eq./kg.

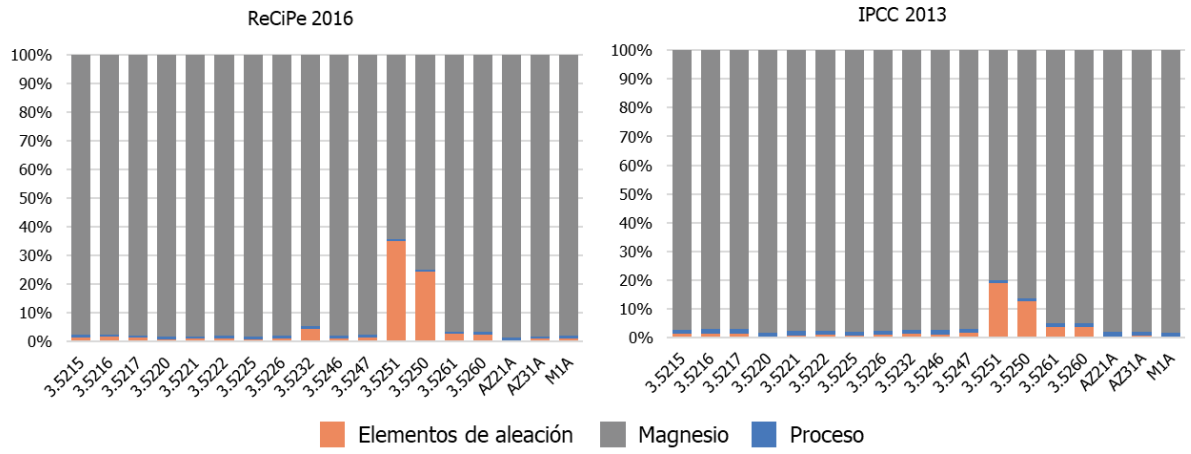



Figura 55. Distribución del impacto ambiental entre elementos de aleación, magnesio y consumo energético

En la Figura 55 puede verse como la principal contribución al impacto viene dada por el magnesio, presentando valores entre el 64.3% y el 98.6% del impacto total para el caso de la metodología ReCiPe 2016, y 79.9% y 98.5% para el caso de la metodología IPCC 2013. En cuanto al consumo eléctrico, no supone más del 0.9% o 1.5% según ReCiPe 2016 e IPCC 2013, respectivamente.

En cuanto a los elementos de aleación, su contribución al impacto es mayor para el caso de las aleaciones de magnesio 3.5251 y 3.5250 debido a la presencia de la plata. La plata fue el elemento de aleación con mayor impacto ambiental, seguido del níquel y el cobre según la metodología ReCiPe 2016 y del litio para la metodología IPCC 2013. El aluminio estaba presente en una proporción razonablemente elevada en algunas de las aleaciones estudiadas (en torno al 2.1% y el 9%). El aluminio presenta un impacto ambiental considerablemente inferior al del magnesio. Por este motivo, el uso de aluminio en las aleaciones de magnesio puede reducir su impacto ambiental total. Este fue el caso de las aleaciones 3.5215, 3.5216 y 3.5217, que representan un contenido de aluminio entre el 7.2% y el 10%. Estas aleaciones, que presentan el menor impacto ambiental, son aleaciones de fundición de uso general con buenas propiedades mecánicas. Las aleaciones 3.5220, 3.5221 y 3.5222 contienen aluminio, pero en menor proporción, y tienen otros elementos de aleación como el manganeso. Esto supone un ligero aumento del impacto ambiental, pero también un aumento de la ductilidad y tenacidad, y puede utilizarse para fundición a alta presión. En general, las aleaciones de la serie Mg-Al tienen aplicaciones interesantes en los sectores aeroespaciales y del automóvil debido a sus ventajas de baja densidad, alta resistencia específica y excelente estabilidad dimensional [201]. Las aleaciones 3.5225, 3.5226, 3.5232, 3.5246 y 3.5247 presentan mejores propiedades de fluencia hasta 150ºC. Entre todas ellas, la aleación 3.5246 presenta el menor impacto. La adición de plata en las aleaciones 3.5251 y 3.5250 mejora aún más las propiedades de fluencia hasta 250ºC y 200ºC respectivamente. No obstante, supone un aumento significativo del impacto ambiental.

La aleación 3.5251 presenta el mayor impacto ambiental. La plata contribuye significativamente a este impacto, no tanto por su porcentaje, sino por presentar un elevado impacto ambiental. Como se

puede ver en la Figura 56, el contenido de magnesio representa el 94.25% del peso total, contribuyendo al impacto ambiental con un 64.62% para la metodología ReCiPe 2016 con un 80.81% para la metodología IPCC 2013. En cuanto a la plata, la aleación de magnesio solo contiene el 2.50% del peso total, pero su impacto representa el 34.78% para la metodología ReCiPe 2016 y el 18.21% para la metodología IPCC 2013, tal y como puede verse en la Figura 56. La adición de plata se utiliza para aumentar el límite elástico y la resistencia a la rotura [202], mejorar la respuesta al endurecimiento por envejecimiento y mejorar la plasticidad [203]. Además, la plata también puede mejorar las propiedades antibacterianas, lo que la convierte en un elemento de aleación interesante para aplicaciones biomédicas [186]. Algunas aleaciones de magnesio, como las aleaciones 3.5261, AZ21A y M1A, presentan una buena resistencia a la corrosión. Todas ellas tuvieron un impacto medioambiental moderado, aunque la aleación 3.5261 fue la que tuvo un menor impacto ambiental. Otras aleaciones, como 3.5232, 3.5247, 3.5251, 3.5250, 3.5260 y M1A, presentan propiedades que permiten su soldabilidad. Entre todas ellas, las 3.5232, la 3.547 y la 3.5260 son una mejor opción desde el punto de vista medioambiental.

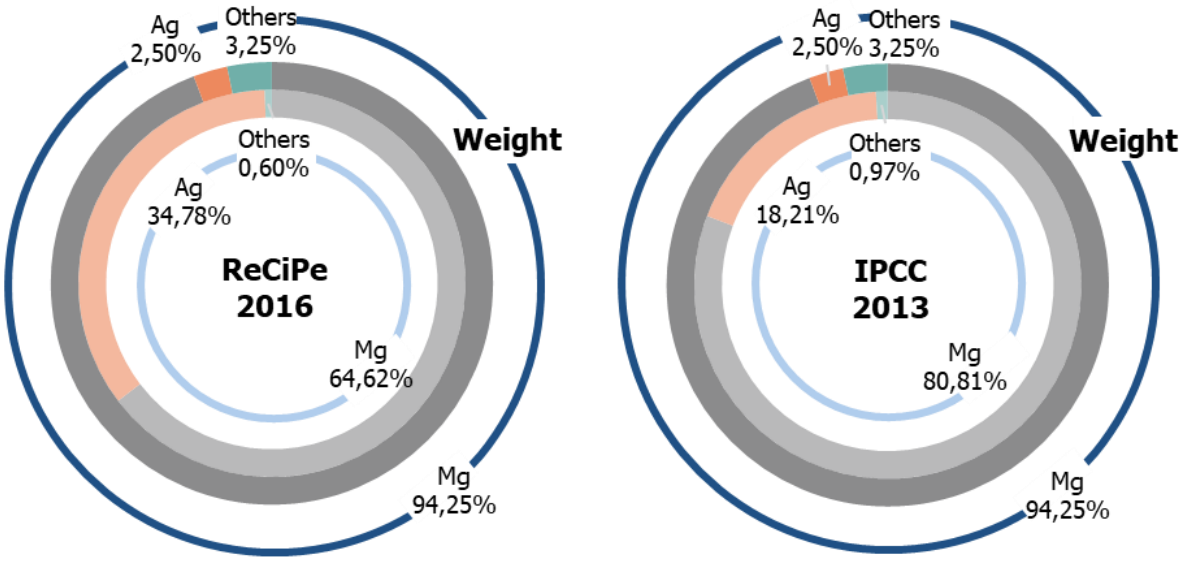



Figura 56. Contribución al impacto ambiental y peso de los aleantes en la aleación 3.5251 según la metodología a) ReCiPe 2016 y b) IPCC 2013

El conjunto de datos de la aleación de magnesio AZ91 de Ecoinvent, produce el menor impacto ambiental de todas las aleaciones de magnesio estudiadas. Esto demuestra que, el conjunto de datos AZ91 proporcionado por Ecoinvent asignaría un menor impacto ambiental para todas las aleaciones estudiadas y, por lo tanto, debería utilizarse cuidadosamente como aproximación si la presencia de aleaciones de magnesio es relevante. La aleación de magnesio AZ91 contiene un 9.1% de aluminio y pequeñas cantidades de zinc y manganeso, los cuales tienen un impacto ambiental relativamente bajo en ambas metodologías, en comparación con otros elementos de aleación.

De todas las aleaciones de magnesio incluidas en el estudio, el impacto ambiental se sitúa dentro del rango de 4.853 Pt/kg de la aleación de magnesio 3.5251 a 3.046 Pt/kg de la aleación de magnesio 3.5216, lo que supone una variación del 59.3% según lo especificado por la metodología ReCiPe 2016. Estos mismos resultados, para la metodología IPCC2013, muestran un impacto ambiental dentro del rango de 55.426 kg $CO_2$ eq./kg a 43.439 kg $CO_2$ eq./kg, lo que supone una variación del 27.6%.

Así mismo, en la Tabla 23 se muestra la variación de los resultados obtenidos para las aleaciones de magnesio estudiadas, respecto al valor obtenido de la aleación de magnesio Ecoinvent AZ91. Como se observa, las aleaciones 3.5251 y 3.5250, que incluyen plata como elemento de aleación, muestran una variación del 59.6% y 38.8% respectivamente, para la metodología ReCiPe 2016 y del 27.7% y 19.7%, respectivamente, para la metodología IPCC 2013. El resto de las aleaciones de magnesio muestran una variación no superior al 8.8% para la metodología ReCiPe 2016 y al 7.7% para la metodología IPCC 2013.

#### *6.4.2.2. Variabilidad de los resultados*

Como se ha explicado anteriormente, la cantidad de contenido de los diferentes elementos de aleación viene dada por rangos, estableciendo el contenido máximo y mínimo de cada elemento. La Tabla 24 muestra la variabilidad de los valores medios de impacto ambiental (que se muestran en la Tabla 23).

Tabla 24. Variabilidad de los resultados de impacto ambiental

| | ReCiPe 2016 [Pt/kg] | | | IPCC 2013 [kg $CO_2$ eq./kg] | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Min. | Max. | Variación | Min. | Max. | Variación |
| **3.5216** | 3.020 | 3.072 | ±0.85% | 42.943 | 43.936 | ±1.14% |
| **3.5217** | 3.004 | 3.094 | ±1.48% | 42.964 | 44.277 | ±1.51% |
| **3.5220** | 3.247 | 3.284 | ±0.57% | 46.086 | 46.805 | ±0.77% |
| **3.5221** | 3.164 | 3.202 | ±0.60% | 44.950 | 45.705 | ±0.83% |
| **3.5222** | 3.132 | 3.170 | ±0.61% | 44.505 | 45.277 | ±0.86% |
| **3.5225** | 3.214 | 3.260 | ±0.70% | 45.668 | 46.536 | ±0.94% |
| **3.5226** | 3.146 | 3.206 | ±0.95% | 44.736 | 45.806 | ±1.18% |
| **3.5232** | 3.157 | 3.194 | ±0.58% | 43.373 | 44.258 | ±1.01% |
| **3.5246** | 3.114 | 3.212 | ±1.56% | 44.412 | 45.842 | ±1.59% |
| **3.5247** | 3.125 | 3.222 | ±1.53% | 44.744 | 46.104 | ±1.50% |
| **3.5251** | 4.503 | 5.202 | ±7.20% | 53.239 | 57.613 | ±3.94% |
| **3.5250** | 4.057 | 4.385 | ±3.88% | 50.751 | 53.157 | ±2.32% |
| **3.5261** | 3.075 | 3.190 | ±1.83% | 44.458 | 45.926 | ±1.62% |
| **3.5260** | 3.094 | 3.193 | ±1.58% | 44.673 | 45.966 | ±1.43% |
| **AZ21A** | 3.195 | 3.260 | ±1.00% | 45.623 | 46.568 | ±1.03% |
| **AZ31A** | 3.152 | 3.245 | ±1.45% | 44.794 | 46.291 | ±1.65% |
| **M1A** | 3.291 | 3.327 | ±0.54% | 46.437 | 47.119 | ±0.73% |

#### *6.4.2.3. Contenido en Materias Primas Críticas (CRM)*

La Tabla 25 muestra el contenido de Materias Primas Críticas (CRM) de las diferentes aleaciones de magnesio incluidas en el estudio. Como se esperaba, el contenido de CRM es muy elevado, debido a que el magnesio, el elemento básico de este tipo de aleaciones, es considerado CRM de acuerdo con el listado publicado en el año 2023. El contenido en CRM varía desde 91.29% a 99.89%. Los resultados de esta cuantificación indican que cuanto mayor sea el contenido de elementos de aleación, distintos del aluminio, manganeso, litio, silicio o tierras raras, contribuye a reducir el uso de materiales críticos.

Tabla 25. Contenido en materiales críticos [%] (Listado 2023)

| Aleación | Contenido CRM |
|---|---|
| **AZ91 (Ecoinvent)** | 99.20% |
| **3.5215** | 99.31% |
| **3.5216** | 99.31% |
| **3.5217** | 99.21% |
| **3.5220** | 99.89% |
| **3.5221** | 99.89% |
| **3.5222** | 99.89% |
| **3.5225** | 99.89% |
| **3.5226** | 99.89% |
| **3.5232** | 91.29% |
| **3.5246** | 95.15% |
| **3.5247** | 96.92% |
| **3.5251** | 96.82% |
| **3.5250** | 97.77% |
| **3.5261** | 94.20% |
| **3.5260** | 95.32% |
| **AZ21A** | 98.60% |
| **AZ31A** | 98.82% |
| **M1A** | 99.82% |

# Capítulo 7

## Conclusiones y futuras líneas de investigación

### 7.1. Conclusiones

Se exponen a continuación las principales conclusiones obtenidas a lo largo del desarrollo de la presente tesis doctoral, estructuradas en diferentes apartados. En primer lugar, se expondrán conclusiones generales al trabajo de investigación, y después aquellas obtenidas en los diferentes capítulos desarrollados en la memoria.

**Conclusiones generales**

- Los problemas medioambientales a los que se enfrenta el planeta hoy en día derivan en la necesidad de hacer diseños de productos más sostenibles. La elaboración de Análisis de Ciclo de Vida (ACV) de materiales y productos contribuye a minimizar su impacto ambiental. La utilización de bases de datos para el cálculo del impacto ambiental es una práctica muy utilizada en el Análisis de Ciclo de Vida, pero, sin embargo, incurre en aproximaciones que impiden o dificultan la toma de decisiones sostenibles.
- La aleación sistemática de los metales es una práctica muy común en la industria para mejorar las propiedades de estos materiales. Sin embargo, la incorporación de elementos de aleación influye en el impacto ambiental. Además, muchos de estos aleantes se consideran Materias Primas Críticas (CRM) para la Unión Europea.
- En el caso de los metales, se dispone de unas pocas aleaciones caracterizadas en las bases de datos de impacto ambiental. La utilización de bases de datos genéricas para el cálculo del impacto ambiental de los metales impide considerar las implicaciones ambientales de la adición

de elementos de aleación, y, por tanto, una adecuada toma de decisiones en el proceso de selección de materiales.

- Por medio de esta tesis doctoral se han desarrollado dos metodologías para establecer el Inventario de Ciclo de Vida (ICV), considerando la composición, de aceros, y de aleaciones de magnesio. Estas metodologías permiten un cálculo más preciso del impacto ambiental, proporcionando información detallada sobre la sostenibilidad de estas aleaciones y facilitando la consideración de criterios medioambientales en la selección de materiales. Así mismo, se ha considerado la cuantificación del contenido en Materias Primas Críticas para la Unión Europea, conforme al último listado publicado en el año 2023.
- Las metodologías de valoración creadas tienen un marcado enfoque de Análisis de Ciclo de Vida y se han desarrollado utilizando la base de datos, y la metodología, de Ecoinvent, una de las más reconocidas y consolidadas a nivel global. Los impactos ambientales se han calculado mediante las metodologías ReCiPe 2016 y CML-IA baseline, ambas ampliamente aceptadas en la comunidad científica, aunque con diferentes alcances y aplicaciones.
- Adicionalmente, se ha creado una herramienta en Excel para calcular el impacto ambiental y cuantificar el contenido de CRM en aceros. Esta herramienta, que sólo requiere los rangos de composición del acero a analizar, ofrece una solución práctica, rápida y accesible para los usuarios.
- Las metodologías y herramienta desarrolladas pueden proporcionar a las empresas manufactureras y al sector metalúrgico una comprensión más profunda del desempeño ambiental de las aleaciones de acero y magnesio, poniendo énfasis en su composición, y permitiendo tomar decisiones informadas para mejorar su sostenibilidad.
- Este trabajo contribuye significativamente a la sostenibilidad de la industria, alineándose con las tendencias de las Unión Europea para una mejor gestión de los recursos disponibles, un mayor control sobre el impacto ambiental y una utilización más eficiente y consciente de los materiales críticos.

**Conclusiones respecto al Estado del Arte**

- El diseño ecológico incorpora principios de sostenibilidad en los procesos de diseño, minimizando el impacto ambiental y promoviendo un equilibrio ecológico a largo plazo. El Análisis de Ciclo de Vida es una de las principales herramientas, y más utilizadas, para evaluar y mitigar el impacto ambiental a lo largo de todo el ciclo de vida de un producto.
- En el contexto actual, se observa un cambio de paradigma que redefine el modelo tradicional lineal de "tomar-fabricar-desechar" hacia un enfoque regenerativo. Este cambio desvincula el crecimiento económico del consumo de recursos, subrayando la urgencia de gestionar los recursos naturales de manera racional y reducir la dependencia de materiales críticos.
- La Unión Europea está avanzando hacia una economía más circular con objetivos de sostenibilidad ambiciosos. Su marco legislativo evoluciona para integrar criterios de

sostenibilidad, circularidad y eficiencia en la gestión de recursos en todos los sectores, incentivando la innovación.

- Iniciativas como NextGenerationEU, o el marco "Safe and Sustainable by Design", están destinadas a movilizar recursos hacia proyectos sostenibles y respaldar la transición hacia prácticas más ecológicas.
- El acero es uno de los metales más utilizados en todo el mundo, con una producción anual de 1.885 millones de toneladas (Mt) en el año 2022 [129]. Se espera que esta demanda aumente en los próximos años debido a su gran versatilidad y prometedor desempeño en la circularidad de los productos.
- La investigación en cuanto a la sostenibilidad del acero se ha centrado fundamentalmente en el desarrollo de tecnologías más limpias, la reducción de emisiones de gases de efecto invernadero y la disminución de la generación de residuos. Sin embargo, el impacto ambiental generado por los aleantes no es habitualmente considerado, incurriendo en generalizaciones.

**Conclusiones sobre la metodología de cálculo para el impacto ambiental de aceros**

- Se ha desarrollado una metodología para la incorporación de la composición en el Inventario de Ciclo de Vida de la producción del acero y la cuantificación del contenido en materiales críticos. Esta establece un algoritmo para la asignación de la materia prima en función de la cantidad de elementos de aleación.
- La metodología se basa en informes consolidados que establecen Inventarios de Ciclo de Vida de la producción del acero por medio de la ruta de Horno Básico de Oxígeno (BOF). En concreto el informe "*Best available techniques (BAT) reference document for iron and steel production: industrial emissions Directive 2010/75/EU : integrated pollution prevention and control*" [152], que incluye datos promedio de 21 plantas de fabricación de toda Europa.
- La metodología se ha establecido para la producción del acero por medio de la ruta de Horno Básico de Oxígeno (BOF), la más utilizada en todo el mundo y que utiliza arrabio como materia prima fundamental.
- Durante el desarrollo de la tesis doctoral, la metodología ha tenido que ser adaptada a las actualizaciones de la información disponible tanto en Ecoinvent (desde la versión 3.5 hasta la versión 3.8, en la cual se introdujeron las últimas mejoras y más relevantes en la cuantificación del impacto ambiental de los aceros), el informe de BAT (de su versión publicada en el año 2001 [204], que únicamente incluía datos de 4 plantas BOF, a la versión publicada en el año 2013 [152]), que incluye datos de 21 plantas BOF de toda Europa), así como del listado de CRM para la UE que se ha actualizado en los años 2017 [80], 2020 [112] y 2023 [33].
- Debido a que la composición de los aceros viene estipulada como rangos de composición establecidos por normativas, la metodología lleva a cabo, para cada categoría de impacto, una triple modelización del Inventario de Ciclo de Vida con el objetivo de establecer la combinación

de elementos de aleación que da lugar al mayor y menor impacto ambiental posible, así como un impacto ambiental promedio con el que poder analizar los resultados.

**Conclusiones de la aplicación Excel para el cálculo del impacto ambiental de aceros**

- La creciente preocupación global por los problemas ambientales ha llevado el desarrollo de métodos y herramientas de ecodiseño. Sin embargo, existen barreras significativas que impiden su implementación efectiva en sectores industriales, especialmente en empresas manufactureras. Para abordar esta problemática, se ha desarrollado una herramienta en Excel que integra la metodología desarrollada para calcular el impacto ambiental de los aceros y cuantificar su contenido en materiales críticos. El único dato de entrada requerido es el rango de composición del acero a analizar.
- Esta herramienta permite obtener y visualizar resultados detallados sobre el contenido en materiales críticos (CRM) e impacto ambiental del acero analizado, utilizando las metodologías ReCiPe 2016 y CML-IA baseline y dando resultados máximos, mínimos y promedio. Además, se puede obtener el Inventario de Ciclo de Vida completo para su posterior modelización en SimaPro, permitiendo realizar cálculos con este software.
- La herramienta permite registrar los aceros analizados en una base de datos, y ya incluye los 182 aceros inoxidables definidos en el conjunto de normas de la familia 10088 [154].
- Es fácilmente actualizable con nuevos datos de impacto ambiental y modificaciones en la criticidad de los elementos de aleación, de acuerdo con futuras actualizaciones de las metodologías de cálculo de impacto ambiental y los listados de CRM publicados por la Unión Europea.
- Adicionalmente, se ha desarrollado una herramienta simplificada para calcular el impacto ambiental y monitorear el contenido de CRM de diferentes lotes de acero, considerando la composición exacta de cada lote, la cual se puede obtener por medio de análisis específicos de la composición. Esta herramienta permite generar un historial de resultados, proyectar el consumo anual de CRM y elaborar informes anuales sobre el impacto ambiental, y el consumo de CRM.
- Estas herramientas están diseñadas para facilitar la aplicación de la metodología desarrollada en la presente tesis en las empresas, promoviendo la integración de la gestión ambiental en sus operaciones y fomentando una transición hacia prácticas más sostenibles y respetuosas con el medio ambiente.

**Conclusiones sobre los casos de estudio aplicando la metodología desarrollada**

- Se han realizado tres casos de estudio, en los que se ha utilizado la metodología desarrollada. Esta se ha aplicado sobre diez grados de acero presentes en cocinas de inducción, sobre los 182 aceros inoxidables incluidos en el conjunto de normas de la familia EN 10088 [154], y sobre tres aceros habitualmente utilizados en luminarias led.

- Los estudios han confirmado la necesidad de realizar cálculos más precisos del impacto ambiental del acero, debido a la influencia significativa de los elementos de aleación en los resultados. Se observaron variaciones notables en comparación con las aleaciones genéricas de Ecoinvent. La discretización del impacto ambiental de los aceros es necesaria para una adecuada integración de criterios ambientales en el proceso de selección de materiales.
- Aunque actualmente los niveles de CRM no son elevados, es importante considerar posibles cambios futuros. Actualizaciones en la lista de CRM publicada por la UE podrían incluir elementos clave de las aleaciones de acero, como el cromo y el níquel, que se encuentran en altas proporciones en ciertos grados. El cromo ya ha sido considerado previamente un elemento crítico y el níquel es actualmente estratégico para la UE, pese a no alcanzar los umbrales de importancia económica y riesgo de suministro, debido a que es material clave para sectores estratégicos de la Unión Europea.

*Aceros empleados en cocinas de inducción*

- El impacto ambiental de los aceros empleados en cocinas de inducción analizados varía desde 0.13 hasta 4.5 veces el impacto de referencia de Ecoinvent. Estos resultados subrayan la necesidad de considerar la composición para obtener Inventarios de Ciclo de Vida más precisos.
- Elementos de aleación como el molibdeno, cobre, titanio y cromo tienen un impacto ambiental significativo en los diferentes grados de acero analizados. El molibdeno destaca especialmente en categorías como *abiotic depletion* y otras categorías como *human toxicity* y *marine aquatic ecotoxicity.* El cobre y el titanio también presentan impactos significativos en múltiples categorías ambientales.
- La variabilidad del impacto ambiental en cada grado de acero se debe a los amplios rangos de composición proporcionados por las normativas. Esto evidencia la importancia de llevar a cabo especificaciones más precisas en la fabricación del acero para reducir el impacto ambiental y contenido de CRM.
- En los casos de los aceros inoxidables, los elementos de aleación tienen una mayor influencia en su impacto ambiental. En ciertos grados, los elementos de aleación representan más del 98% del impacto en categorías clave, subrayando la necesidad de considerar su influencia en el proceso de producción, y en la selección de materiales.

*Aceros inoxidables según EN 10088*

- La herramienta desarrollada para el cálculo del impacto ambiental ha permitido obtener y analizar el impacto ambiental de los 182 aceros inoxidables contenidos en el conjunto de normas de la familia 10088 [154], y en concreto los aceros normalizados de la norma EN 10088-4 [167] para aceros de chapas y bandas para construcción, encontrando diferencias significativas entre grados.

- La influencia de los elementos de aleación en el impacto ambiental de un acero varía según la categoría de impacto analizada. Esta influencia depende del impacto ambiental por kilogramo del elemento de aleación, y del porcentaje de dicho elemento en la aleación.
- Analizar el impacto ambiental por kilogramo de cada elemento de aleación permite identificar aquellos que pueden tener un impacto significativo incluso en pequeñas proporciones. Los elementos de aleación destacados son el molibdeno, cobalto, cobre, neodimio, titanio y bismuto.
- En el caso de los aceros inoxidables analizados, el molibdeno tiene un alto impacto ambiental en la mayoría de las categorías de impacto, influyendo significativamente en el impacto global del acero a pesar de estar presente en pequeñas proporciones. El níquel no presenta un impacto ambiental especialmente alto por sí mismo, pero su contribución es notable debido a las grandes proporciones en que se encuentra en los aceros.
- Para aceros con alto contenido en níquel, para el cálculo del impacto ambiental se utiliza una asignación en Ecoinvent de níquel de alta pureza (99.7%), debido a que el ferroníquel (con una pureza del 25%) genera resultados inconsistentes con los datos promedio de Europa en cuanto al contenido en aleantes. El níquel puro presenta impactos elevados en la metodología ReCiPe 2016 y en las categorías de impacto *photochemical oxidation* y *acidification* de la metodología CML-IA baseline, resultando en mayores impactos ambientales para aceros con alto contenido de níquel en estas categorías.
- La asignación de níquel de alta pureza debe tomarse con cierta precaución, ya que influye significativamente en los resultados del impacto ambiental de los aceros con "composiciones al límite".

*Aceros empleados en luminarias led*

- Se han analizado tres aceros empleados en luminarias led correspondientes a las tipologías de acero inoxidable, acero de baja aleación y acero no aleado. Las diferencias encontradas resaltan la importancia de considerar la composición específica de los aceros al calcular su impacto ambiental.

**Conclusiones sobre el cálculo del impacto ambiental de aleaciones de magnesio**

- Las aleaciones de magnesio son relevantes en la actualidad debido a su notable ligereza, lo cual conlleva considerables ahorros de peso. Esta característica es importante en el sector de la automoción, ya que permite la reducción del consumo de combustible y, por tanto, las emisiones de $CO_2$ durante la fase de uso. Considerando el impacto ambiental asociado a su producción, es fundamental verificar la compensación de estas emisiones mediante el menor consumo de combustible, asegurando así que el impacto ambiental se reduce a lo largo de su ciclo de vida.
- Dentro de esta tesis doctoral se ha desarrollado una metodología para cuantificar el contenido de materiales críticos (CRM) y el impacto ambiental de las aleaciones de magnesio, utilizando

como referencia el conjunto de datos de Ecoinvent "magnesium alloy, AZ91 {RER}| production" de Ecoinvent.

- Se ha realizado una triple modelización del impacto ambiental para calcular el máximo, mínimo impacto ambiental posible, así como un impacto ambiental promedio. Dieciocho aleaciones de magnesio, comúnmente utilizadas en procesos de fundición y definidas por la norma EN 1753:2019 [187], han sido evaluadas según las metodologías ReCiPe 2016 e IPCC 2013.
- Se han observado diferencias significativas en el impacto ambiental de estas aleaciones respecto a la aleación AZ91 de Ecoinvent, alcanzando hasta un 59.6% según la metodología ReCiPe 2016 y 19.7% según IPCC 2013.
- La plata es el elemento de aleación con mayor impacto ambiental en ambas metodologías, seguida del níquel y el cobre según la metodología ReCiPe 2016 y del litio en la metodología IPCC 2013. En el caso de la plata, y para la aleación 3.5251 que incluye un 2.5% de este elemento de aleación, significa un 34.78% del impacto según la metodología ReCiPe 2016, y un 18.21% en el caso de la metodología IPCC 2013.
- El aluminio, un elemento de aleación común en las aleaciones de magnesio, presenta un impacto ambiental considerablemente inferior al del magnesio, contribuyendo así a la creación de aleaciones con menor impacto ambiental.
- Con relación al proceso de fabricación, el consumo energético representa menos del 1.0% del impacto total según ReCiPe 2016 y menos del 1.6% según IPCC 2013.
- La comparación entre los impactos ambientales máximos y mínimos ha revelado una incertidumbre entre ±0.54% y ±7.20% para la metodología ReCiPe 2016 y entre ±0.73% y ±3.94% para la metodología IPCC 2013.
- Las aleaciones de magnesio evaluadas presentan un contenido en CRM (según el último listado publicado en 2023) entre el 91.29% y el 99.89%. El magnesio es un material considerado crítico y constituye más del 90% de la composición de las aleaciones incluidas en el estudio.

## 7.2. Futuras líneas de investigación

Fruto del trabajo de investigación desarrollado en el marco de esta tesis doctoral, se han identificado una serie de líneas futuras de investigación, que se consideran relevantes debido al gran interés que existe en el campo del ecodiseño y eficiencia de los materiales.

La metodología desarrollada para el cálculo del impacto ambiental de los aceros se basa en el proceso de producción por medio de la ruta de Horno Básico de Oxígeno (BOF), la más empleada en Europa y en todo el mundo. Se podría desarrollar una metodología análoga para la producción de acero por la ruta de Horno de Arco Eléctrico (EAF) (la cual emplea chatarra como materia prima fundamental), considerando su creciente importancia debido al fomento de un mercado de materias secundarias.

Así mismo, sería beneficioso explorar el desempeño funcional de diferentes grados de acero en aplicaciones o sectores específicos, teniendo en cuenta su impacto ambiental a lo largo de todo su ciclo de vida, considerando diferencias en el comportamiento mecánico del material durante la fase de uso o posibles necesidades de fabricación o mantenimiento.

Es esencial mantener actualizadas las metodologías de cálculo desarrolladas, considerando posibles actualizaciones en la información disponible, tanto por las futuras versiones de la base de datos de Ecoinvent, y la disponibilidad de conjuntos de datos para la asignación del Inventario de Ciclo de Vida, cambios en las metodologías de cálculo de impacto ambiental o la publicación de nuevos listados de CRM para la Unión Europea. Así mismo, será posible mejorar la asignación de los elementos de aleación de aquellos elementos que se han aproximado, con las mejoras introducidas en futuras versiones de la base de datos de Ecoinvent.

Además, con objeto de mejorar la precisión de las metodologías planteadas de forma continua e iterativa, la metodología puede ser actualizada conforme se disponga de datos de la industria más específicos o actualizados. Esto permitiría, a su vez, evaluar la incertidumbre de la metodología planteada.

En este y previos trabajos del grupo de investigación en el que se ha elaborado esta tesis doctoral, se han desarrollado metodologías para la particularización del impacto ambiental considerando la composición de los principales metales aleados utilizados en el mercado: aleaciones de aluminio, aleaciones de magnesios y aceros. Otros metales podrían ser analizados y particularizados en función de la composición como las aleaciones de cobre, de estaño o aleaciones de alta entropía (HEA).

# Capítulo 8

## Bibliografía


[1] M. Darvish, C. Archetti, y L. C. Coelho, «Trade-offs between environmental and economic performance in production and inventory-routing problems», *International Journal of Production Economics*, vol. 217, pp. 269-280, nov. 2019, doi: 10.1016/j.ijpe.2018.08.020.

[2] R. T. Fauzi, P. Lavoie, L. Sorelli, M. D. Heidari, y B. Amor, «Exploring the Current Challenges and Opportunities of Life Cycle Sustainability Assessment», *Sustainability*, vol. 11, n.º 3, p. 636, ene. 2019, doi: 10.3390/su11030636.

[3] M. Borchardt, M. H. Wendt, G. M. Pereira, y M. A. Sellitto, «Redesign of a component based on ecodesign practices: environmental impact and cost reduction achievements», *Journal of Cleaner Production*, vol. 19, n.º 1, pp. 49-57, ene. 2011, doi: 10.1016/j.jclepro.2010.08.006.

[4] A. Navajas, L. Uriarte, y L. Gandía, «Application of Eco-Design and Life Cycle Assessment Standards for Environmental Impact Reduction of an Industrial Product», *Sustainability*, vol. 9, n.º 10, p. 1724, sep. 2017, doi: 10.3390/su9101724.

[5] AENOR, «Sistemas de gestión ambiental. Requisitos con orientación para su uso. (ISO 14001:2015)». Madrid, 2015.

[6] AENOR, «Etiquetas ecológicas y declaraciones ambientales. Principios generales. (ISO 14020:2000)». Madrid, 2000.

[7] AENOR, «Gestión Medioambiental. Análisis de Ciclo de Vida. Principios y marco de referencia. (ISO 14040:2006)». Madrid, 2006.

[8] AENOR, «Gestión ambiental. Análisis de Ciclo de Vida. Requisitos y directrices. Modificación 2. (ISO 14044:2006/Amd 2:2020)». Madrid, 2020.

[9] M. Pazoki y H. Samarghandi, «Take-back regulation: Remanufacturing or Eco-design?», *International Journal of Production Economics*, vol. 227, p. 107674, sep. 2020, doi: 10.1016/j.ijpe.2020.107674.

[10] M. Rossi, M. Germani, y A. Zamagni, «Review of ecodesign methods and tools. Barriers and strategies for an effective implementation in industrial companies», *Journal of Cleaner Production*, vol. 129, pp. 361-373, ago. 2016, doi: 10.1016/j.jclepro.2016.04.051.

[11] M. A. Paula Pinheiro, D. Jugend, L. C. Demattê Filho, y F. Armellini, «Framework proposal for ecodesign integration on product portfolio management», *Journal of Cleaner Production*, vol. 185, pp. 176-186, jun. 2018, doi: 10.1016/j.jclepro.2018.03.005.

[12] C. Brondi y E. Carpanzano, «A modular framework for the LCA-based simulation of production systems», *CIRP Journal of Manufacturing Science and Technology*, vol. 4, n.º 3, pp. 305-312, ene. 2011, doi: 10.1016/j.cirpj.2011.06.006.

[13] J. J. Pons, I. Villalba Sanchis, R. Insa Franco, y V. Yepes, «Life cycle assessment of a railway tracks substructures: Comparison of ballast and ballastless rail tracks», *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 85, p. 106444, nov. 2020, doi: 10.1016/j.eiar.2020.106444.

[14] A. Dér, A. Kaluza, L. Reimer, C. Herrmann, y S. Thiede, «Integration of Energy Oriented Manufacturing Simulation into the Life Cycle Evaluation of Lightweight Body Parts», *Int. J. of Precis. Eng. and Manuf.-Green Tech.*, vol. 9, n.º 3, pp. 899-918, may 2022, doi: 10.1007/s40684-021-00412-w.

[15] Q. Meng, F. Li, L. Zhou, J. Li, Q. Ji, y X. Yang, «A rapid life cycle assessment method based on green features in supporting conceptual design», *Int. J. of Precis. Eng. and Manuf.-Green Tech.*, vol. 2, n.º 2, pp. 189-196, abr. 2015, doi: 10.1007/s40684-015-0023-x.

[16] A.-M. Iosif, F. Hanrot, y D. Ablitzer, «Process integrated modelling for steelmaking Life Cycle Inventory analysis», *Environmental Impact Assessment Review*, vol. 28, n.º 7, pp. 429-438, oct. 2008, doi: 10.1016/j.eiar.2007.10.003.

[17] F. Schneider, J. Das, B. Kirsch, B. Linke, y J. C. Aurich, «Sustainability in Ultra Precision and Micro Machining: A Review», *Int. J. of Precis. Eng. and Manuf.-Green Tech.*, vol. 6, n.º 3, pp. 601-610, jul. 2019, doi: 10.1007/s40684-019-00035-2.

[18] «The ecoinvent association». [En línea]. Disponible en: https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-association/

[19] F. H. Arion, V. Aleksanyan, D. Markosyan, y I. D. Arion, «Circular Pathways to Sustainable Development: Understanding the Links between Circular Economy Indicators, Economic Growth, Social Well-Being, and Environmental Performance in EU-27», *Sustainability*, vol. 15, n.º 24, p. 16883, dic. 2023, doi: 10.3390/su152416883.

[20] P. Wang, S. Kara, y M. Z. Hauschild, «Role of manufacturing towards achieving circular economy: The steel case», *CIRP Annals*, vol. 67, n.º 1, pp. 21-24, 2018, doi: 10.1016/j.cirp.2018.04.049.

[21] L. Rigamonti y E. Mancini, «Life cycle assessment and circularity indicators», *Int J Life Cycle Assess*, vol. 26, n.º 10, pp. 1937-1942, oct. 2021, doi: 10.1007/s11367-021-01966-2.

[22] S. Geisendorf y F. Pietrulla, «The circular economy and circular economic concepts—a literature analysis and redefinition», *Thunderbird Intl Bus Rev*, vol. 60, n.º 5, pp. 771-782, sep. 2018, doi: 10.1002/tie.21924.

[23] C. Gillott, W. Mihkelson, M. Lanau, D. Cheshire, y D. Densley Tingley, «Developing Regenerate: A circular economy engagement tool for the assessment of new and existing buildings», *J of Industrial Ecology*, vol. 27, n.º 2, pp. 423-435, abr. 2023, doi: 10.1111/jiec.13377.

[24] M. F. Godoy León, G. A. Blengini, C. T. Matos, y J. Dewulf, «Long-term retrospective analysis of the societal metabolism of cobalt in the European Union», *Journal of Cleaner Production*, vol. 338, p. 130437, mar. 2022, doi: 10.1016/j.jclepro.2022.130437.

[25] J. Pollard, M. Osmani, C. Cole, S. Grubnic, y J. Colwill, «A circular economy business model innovation process for the electrical and electronic equipment sector», *Journal of Cleaner Production*, vol. 305, p. 127211, jul. 2021, doi: 10.1016/j.jclepro.2021.127211.

[26] Comisión Europea, «COM(2015) 614 final. COMUNICACIÓN DE LA COMISIÓN AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSEJO, AL COMITÉ ECONÓMICO Y SOCIAL EUROPEA Y AL COMITÉ DE LAS REGIONES. Cerrar el círculo: un plan de acción de la UE para la economía circular», Bruselas, dic. 2015. [En línea]. Disponible en: https://eur-

lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:8a8ef5e8-99a0-11e5-b3b7-01aa75ed71a1.0011.02/DOC_1&format=PDF

[27] Comisión Europea, «COM(2019) 640 final. COMUNICACIÓN DE LA COMISIÓN AL PARLAMENTO EUROPEAO, AL CONSEJO EUROPEO, AL CONSEJO, AL COMITÉ ECONÓMICO Y SOCIAL EUROPEO Y AL COMITÉ DE LAS REGIONES. El Pactor Verde Europeo», Bruselas, dic. 2019. [En línea]. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=COM%3A2019%3A640%3AFIN

[28] «Horizon Europe». [En línea]. Disponible en: https://research-and-innovation.ec.europa.eu/funding/funding-opportunities/funding-programmes-and-open-calls/horizon-europe_en

[29] T. Henckens, «Scarce mineral resources: Extraction, consumption and limits of sustainability», *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 169, p. 105511, jun. 2021, doi: 10.1016/j.resconrec.2021.105511.

[30] W. Rabe, G. Kostka, y K. Smith Stegen, «China's supply of critical raw materials: Risks for Europe's solar and wind industries?», *Energy Policy*, vol. 101, pp. 692-699, feb. 2017, doi: 10.1016/j.enpol.2016.09.019.

[31] E. Göçmen Polat, M. Yücesan, y M. Gül, «A comparative framework for criticality assessment of strategic raw materials in Turkey», *Resources Policy*, vol. 82, p. 103511, may 2023, doi: 10.1016/j.resourpol.2023.103511.

[32] Comisión Europea, «COM(2011) 25 final. COMUNICACIÓN DE LA COMISIÓN AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSEJO, AL COMITÉ ECONÓMICO Y SOCIAL Y AL COMITÉ DE LAS REGIONES. Abordar los retos de los mercados de productos básicos y de las materias primas», Bruselas, feb. 2011. [En línea]. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A52011DC0025

[33] European Commission. Directorate General for Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs., *Study on the critical raw materials for the EU 2023: final report.* LU: Publications Office, 2023. Accedido: 3 de junio de 2024. [En línea]. Disponible en: https://data.europa.eu/doi/10.2873/725585

[34] AENOR, «Método general para la declaración del uso de materias primas críticas en productos relacionados con la energía. (UNE-EN 45558:2019)». Madrid, 2019.

[35] European Commission. Joint Research Centre., *Safe and sustainable by design chemicals and materials: framework for the definition of criteria and evaluation procedure for chemicals and materials.* LU: Publications Office, 2022. Accedido: 3 de junio de 2024. [En línea]. Disponible en: https://data.europa.eu/doi/10.2760/487955

[36] I. Emovon y O. S. Oghenenyerovwho, «Application of MCDM method in material selection for optimal design: A review», *Results in Materials*, vol. 7, p. 100115, sep. 2020, doi: 10.1016/j.rinma.2020.100115.

[37] M. Margallo *et al.*, «Combining technical, environmental, social and economic aspects in a life-cycle ecodesign methodology: An integrated approach for an electronic toy», *Journal of Cleaner Production*, vol. 278, p. 123452, ene. 2021, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.123452.

[38] M. D. M. Casanovas-Rubio y J. Armengou, «Decision-making tool for the optimal selection of a domestic water-heating system considering economic, environmental and social criteria: Application to Barcelona (Spain)», *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 91, pp. 741-753, ago. 2018, doi: 10.1016/j.rser.2018.04.040.

[39] H. Lütkehaus, C. Pade, M. Oswald, U. Brand, T. Naegler, y T. Vogt, «Measuring raw-material criticality of product systems through an economic product importance indicator: a case study of battery-electric vehicles», *Int J Life Cycle Assess*, vol. 27, n.º 1, pp. 122-137, ene. 2022, doi: 10.1007/s11367-021-02002-z.

[40] P. Ferro y F. Bonollo, «Materials selection in a critical raw materials perspective», *Materials & Design*, vol. 177, p. 107848, sep. 2019, doi: 10.1016/j.matdes.2019.107848.

[41] C. Pina, D. Elduque, P. Gómez, J. Sarasa, y C. Javierre, «Influence of the Material Composition SMD Diodes on Their Environmental Impact», *Electronics*, vol. 10, n.º 9, p. 1033, abr. 2021, doi: 10.3390/electronics10091033.

[42] P. Gómez, D. Elduque, C. Pina, y C. Javierre, «Influence of the Composition on the Environmental Impact of Soft Ferrites», *Materials*, vol. 11, n.º 10, p. 1789, sep. 2018, doi: 10.3390/ma11101789.

[43] P. Gómez, D. Elduque, J. Sarasa, C. Pina, y C. Javierre, «Influence of Composition on the Environmental Impact of a Cast Aluminum Alloy», *Materials*, vol. 9, n.º 6, p. 412, may 2016, doi: 10.3390/ma9060412.

[44] G. Wernet, C. Bauer, B. Steubing, J. Reinhard, E. Moreno-Ruiz, y B. Weidema, «The ecoinvent database version 3 (part I): overview and methodology», *Int J Life Cycle Assess*, vol. 21, n.º 9, pp. 1218-1230, sep. 2016, doi: 10.1007/s11367-016-1087-8.

[45] ecoinvent Centre, «steel production, converter, low-alloyed_RER_2023 (ecoinvent 3.8 Dataset Documentation)», 2021.

[46] ecoinvent Centre, «steel production, converter, unalloyed_RER_2023 (ecoinvent 3.8 Dataset Documentation)», 2021.

[47] ecoinvent Centre, «steel production, electric, chromium steel 18/8_RER_2023 (ecoinvent 3.8 Dataset Documentation)», 2021.

[48] AENOR, «Definición y clasificación de los tipos de aceros (UNE-EN 10020:2001)». Madrid, 2001.

[49] P. Gómez, D. Elduque, I. Clavería, C. Pina, y C. Javierre, «Influence of the Material Composition on the Environmental Impact of Ceramic Glasses», *Int. J. of Precis. Eng. and Manuf.-Green Tech.*, vol. 7, n.º 2, pp. 431-442, mar. 2020, doi: 10.1007/s40684-019-00096-3.

[50] PRé, M. Goedkoop, M. Oele, J. Leijting, T. Ponsioen, y E. Meijer, «Introduction to LCA with SimaPro», San Francisco, California, 5.2, 2016.

[51] Pré Sustainability, «SimaPro database manual. Methods library», 2022. [En línea]. Disponible en: https://simapro.com/wp-content/uploads/2022/07/DatabaseManualMethods.pdf

[52] M. A. J. Huijbregts *et al.*, «ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level», *Int J Life Cycle Assess*, vol. 22, n.º 2, pp. 138-147, feb. 2017, doi: 10.1007/s11367-016-1246-y.

[53] «CML-IA Characterisation Factors». [En línea]. Disponible en: https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors

[54] T. F. Stocker *et al.*, *IPCC, 2013. Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press, 2013.

[55] «The Intergovernmental Panel on Climate Change». [En línea]. Disponible en: https://www.ipcc.ch/

[56] S. M. Prendeville, F. O'Connor, N. M. P. Bocken, y C. Bakker, «Uncovering ecodesign dilemmas: A path to business model innovation», *Journal of Cleaner Production*, vol. 143, pp. 1327-1339, feb. 2017, doi: 10.1016/j.jclepro.2016.11.095.

[57] V. Poudelet, J.-A. Chayer, M. Margni, R. Pellerin, y R. Samson, «A process-based approach to operationalize life cycle assessment through the development of an eco-design decision-support system», *Journal of Cleaner Production*, vol. 33, pp. 192-201, sep. 2012, doi: 10.1016/j.jclepro.2012.04.005.

[58] V. P. Rodrigues, D. C. A. Pigosso, y T. C. McAllone, «Measuring the implementation of ecodesign management practices: A review and consolidation of process-oriented performance indicators», *Journal of Cleaner Production*, vol. 156, pp. 293-309, jul. 2017, doi: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.049.

[59] A. K. Kulatunga, N. Karunatilake, N. Weerasinghe, y R. K. Ihalawatta, «Sustainable Manufacturing based Decision Support Model for Product Design and Development Process», *Procedia CIRP*, vol. 26, pp. 87-92, 2015, doi: 10.1016/j.procir.2015.03.004.

[60] G. A. Keoleian y D. Menerey, «Life Cycle Design Guidance Manual: Environmental Requirements and the Product System». My University, enero de 1993. doi: 10.7302/22093.

[61] S. H. Farjana, N. Huda, M. A. P. Mahmud, y C. Lang, «A global life cycle assessment of manganese mining processes based on EcoInvent database», *Science of The Total Environment*, vol. 688, pp. 1102-1111, oct. 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.184.

[62] C. Ji *et al.*, «Environmental impact assessment of galvanized sheet production: a case study in Shandong Province, China», *Int J Life Cycle Assess*, vol. 25, n.º 4, pp. 760-770, abr. 2020, doi: 10.1007/s11367-020-01735-7.

[63] P. Bałdowska-Witos *et al.*, «Application of LCA Method for Assessment of Environmental Impacts of a Polylactide (PLA) Bottle Shaping», *Polymers*, vol. 12, n.º 2, p. 388, feb. 2020, doi: 10.3390/polym12020388.

[64] Yang, Gu, Guo, y Chen, «Comparative Life Cycle Assessment of Mobile Power Banks with Lithium-Ion Battery and Lithium-Ion Polymer Battery», *Sustainability*, vol. 11, n.º 19, p. 5148, sep. 2019, doi: 10.3390/su11195148.

[65] M. R. Heidari, G. Heravi, y A. N. Esmaeeli, «Integrating life-cycle assessment and life-cycle cost analysis to select sustainable pavement: A probabilistic model using managerial flexibilities», *Journal of Cleaner Production*, vol. 254, p. 120046, may 2020, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.120046.

[66] J. A. Lozano-Miralles, M. J. Hermoso-Orzáez, A. Gago-Calderón, y P. Brito, «LCA Case Study to LED Outdoor Luminaries as a Circular Economy Solution to Local Scale», *Sustainability*, vol. 12, n.º 1, p. 190, dic. 2019, doi: 10.3390/su12010190.

[67] T. T. L. Hoang, T. G. Do, V. T. Nguyen, H. C. Nguyen, y H. K. Phan, «Environmental Impacts of Photoluminescence and Light-Emitting Diode (LED) Lighting Technologies in Horticulture: Case Study on Compact Fluorescent Lamp (CFL) and LED Lights for "Night Break" of Chrysanthemum Cultivation», *Sustainability*, vol. 12, n.º 19, p. 7969, sep. 2020, doi: 10.3390/su12197969.

[68] V. Muteri *et al.*, «Review on Life Cycle Assessment of Solar Photovoltaic Panels», *Energies*, vol. 13, n.º 1, p. 252, ene. 2020, doi: 10.3390/en13010252.

[69] I. Dolganova, F. Bosch, V. Bach, M. Baitz, y M. Finkbeiner, «Life cycle assessment of ferro niobium», *Int J Life Cycle Assess*, vol. 25, n.º 3, pp. 611-619, mar. 2020, doi: 10.1007/s11367-019-01714-7.

[70] L. A. Westfall, J. Davourie, M. Ali, y D. McGough, «Cradle-to-gate life cycle assessment of global manganese alloy production», *Int J Life Cycle Assess*, vol. 21, n.º 11, pp. 1573-1579, nov. 2016, doi: 10.1007/s11367-015-0995-3.

[71] H. H. Khoo, V. Isoni, y P. N. Sharratt, «LCI data selection criteria for a multidisciplinary research team: LCA applied to solvents and chemicals», *Sustainable Production and Consumption*, vol. 16, pp. 68-87, oct. 2018, doi: 10.1016/j.spc.2018.06.002.

[72] H. Entsalo, H. Kalimo, P. Kautto, y T. Turunen, «Analysing regulatory instruments in sustainability transitions: A combined 'intervention points' and 'roles of law' approach to the European Union's Ecodesign framework», *Sustainable Production and Consumption*, vol. 42, pp. 125-137, nov. 2023, doi: 10.1016/j.spc.2023.09.013.

[73] G. M. Pereira, C. J. Chiappetta Jabbour, M. Finne, M. Borchardt, y M. A. Santos, «Expert insights on successful multinational ecodesign projects: A guide for middle managers», *Journal of Cleaner Production*, vol. 248, p. 119211, mar. 2020, doi: 10.1016/j.jclepro.2019.119211.

[74] N. Soininen, S. Romppanen, K. Huhta, y A. Belinskij, «A brake or an accelerator? The role of law in sustainability transitions», *Environmental Innovation and Societal Transitions*, vol. 41, pp. 71-73, dic. 2021, doi: 10.1016/j.eist.2021.09.012.

[75] S. A. Brambila-Macias y T. Sakao, «Effective ecodesign implementation with the support of a lifecycle engineer», *Journal of Cleaner Production*, vol. 279, p. 123520, ene. 2021, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.123520.

[76] N. A. Janahi, C. M. Durugbo, y O. R. Al-Jayyousi, «Eco-innovation strategy in manufacturing: A systematic review», *Cleaner Engineering and Technology*, vol. 5, p. 100343, dic. 2021, doi: 10.1016/j.clet.2021.100343.

[77] J. Feldman *et al.*, «Circular economy barriers in Australia: How to translate theory into practice?», *Sustainable Production and Consumption*, vol. 45, pp. 582-597, mar. 2024, doi: 10.1016/j.spc.2024.02.001.

[78] Ellen MacArthur Foundation, «Towards the circular economy. An economic and business rationale for an accelerated transition», 1, 2013.

[79] European Commission. Directorate General for Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs., *Report on critical raw materials and the circular economy.* LU: Publications Office, 2018. Accedido: 3 de junio de 2024. [En línea]. Disponible en: https://data.europa.eu/doi/10.2873/167813

[80] Comisión Europea, «COM(2017) 490 final. COMUNICACIÓN DE LA COMISIÓN AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSEJO, AL COMITÉ ECONÓMICO Y SOCIAL EUROPEO Y AL COMITÉ DE LAS REGIONES. Relativa a la lista 2017 de materias primas fundamentales para la UE», Bruselas, sep. 2017. [En línea]. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/PDF/?uri=CELEX:52017DC0490&from=CS

[81] European Commission. Directorate General for Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs., *Methodology for establishing the EU list of critical raw materials: guidelines.* LU: Publications Office, 2017. Accedido: 3 de junio de 2024. [En línea]. Disponible en: https://data.europa.eu/doi/10.2873/769526

[82] Unión Europea, «Directiva (UE) 2009/125/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre de 2009 , por la que se instaura un marco para el establecimiento de requisitos de diseño ecológico aplicables a los productos relacionados con la energía (versión refundida) (Texto pertinente a efectos del EEE)». Diario Oficial de la Unión Europea, L285/10, 31 de octubre de 2009. [En línea]. Disponible en: http://data.europa.eu/eli/dir/2009/125/oj

[83] A. M. Bundgaard y R. D. Huulgaard, «The role of standards in support of material efficiency requirements under the Ecodesign Directive», *Journal of Cleaner Production*, vol. 385, p. 135599, ene. 2023, doi: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.135599.

[84] A. M. Bundgaard, M. A. Mosgaard, y A. Remmen, «From energy efficiency towards resource efficiency within the Ecodesign Directive», *Journal of Cleaner Production*, vol. 144, pp. 358-374, feb. 2017, doi: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.144.

[85] Unión Europea, «Reglamento (UE) 2017/1369 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 4 de julio de 2017, por el que se establece un marco para el etiquetado energético y se deroga la Directiva 2010/30/UE (Texto pertinente a efectos del EEE. )», Diario Oficial de la Unión Europea, L198/1, jul. 2017. [En línea]. Disponible en: http://data.europa.eu/eli/reg/2017/1369/oj

[86] Comisión Europea, «COM(2022) 140 final. COMUNICACIÓN DE LA COMISIÓN AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSEJO, AL MITÉ ECONÓMICO Y SOCIAL EUROPEO Y AL COMITÉ DE LAS REGIONES. Hacer que los productos sostenibles sean la norma», Bruselas, mar. 2022. [En línea]. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A52022DC0140

[87] P. Morseletto, «Sometimes linear, sometimes circular: States of the economy and transitions to the future», *Journal of Cleaner Production*, vol. 390, p. 136138, mar. 2023, doi: 10.1016/j.jclepro.2023.136138.

[88] P. Ghisellini, C. Cialani, y S. Ulgiati, «A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems», vol. 114, pp. 11-32, feb. 2016, doi: https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.007.

[89] Comisión Europea, «COM(2014) 398 final. COMUNICACIÓN DE LA COMISIÓN DE LA COMISIÓN AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSEJO, AL COMITÉ ECONÓMICO Y SOCIAL EUROPEO Y AL COMITÉ DE LAS REGIONES. Hacia una economía circular: un programa cero residuos para Europa», Bruselas, jul. 2014. [En línea]. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A52014DC0398

[90] Comisión Europea, «COM(2019) 190 final. INFORME DE LA COMISIÓN AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSEJO, AL COMITÉ ECONÓMICO Y SOCIAL EUROPEO Y AL COMITÉ DE LAS REGIONES. Sobre la aplicación del Plan de acción para la economía circular», Bruselas, mar. 2019. [En línea]. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=CELEX%3A52019DC0190

[91] «El Pacto Verde Europeo». [En línea]. Disponible en: https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_es

[92] European Commission. Directorate General for Environment., *Making sustainable products the norm in Europe.* LU: Publications Office, 2022. Accedido: 3 de junio de 2024. [En línea]. Disponible en: https://data.europa.eu/doi/10.2779/014417

[93] S. Kim y S. K. Moon, «Sustainable platform identification for product family design», *Journal of Cleaner Production*, vol. 143, pp. 567-581, feb. 2017, doi: 10.1016/j.jclepro.2016.12.073.

[94] S. Poulikidou, «Literature review: Methods and tools for environmentally friendly product design and development. Identification of their relevance to the vehicle design context».

[95] M. Germani, M. Dufrene, M. Mandolini, M. Marconi, y P. Zwolinski, «Integrated Software Platform for Green Engineering Design and Product Sustainability», en *Re-engineering Manufacturing for Sustainability*, A. Y. C. Nee, B. Song, y S.-K. Ong, Eds., Singapore: Springer Singapore, 2013, pp. 87-92. doi: 10.1007/978-981-4451-48-2_14.

[96] H. Gmelin y S. Seuring, «Determinants of a sustainable new product development», *Journal of Cleaner Production*, vol. 69, pp. 1-9, abr. 2014, doi: 10.1016/j.jclepro.2014.01.053.

[97] E. Crenna, M. Secchi, L. Benini, y S. Sala, «Global environmental impacts: data sources and methodological choices for calculating normalization factors for LCA», *Int J Life Cycle Assess*, vol. 24, n.º 10, pp. 1851-1877, oct. 2019, doi: 10.1007/s11367-019-01604-y.

[98] R. Zhao, H. Su, X. Chen, y Y. Yu, «Commercially Available Materials Selection in Sustainable Design: An Integrated Multi-Attribute Decision Making Approach», *Sustainability*, vol. 8, n.º 1, p. 79, ene. 2016, doi: 10.3390/su8010079.

[99] R. Baki, «An Integrated Multi-criteria Structural Equation Model for Green Supplier Selection», *Int. J. of Precis. Eng. and Manuf.-Green Tech.*, vol. 9, n.º 4, pp. 1063-1076, jul. 2022, doi: 10.1007/s40684-021-00415-7.

[100] A. M. Ferrari, L. Volpi, D. Settembre-Blundo, y F. E. García-Muiña, «Dynamic life cycle assessment (LCA) integrating life cycle inventory (LCI) and Enterprise resource planning (ERP) in an industry 4.0 environment», *Journal of Cleaner Production*, vol. 286, p. 125314, mar. 2021, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.125314.

[101] R. Frischknecht y G. Rebitzer, «The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database», *Journal of Cleaner Production*, vol. 13, n.º 13-14, pp. 1337-1343, nov. 2005, doi: 10.1016/j.jclepro.2005.05.002.

[102] J.-M. Rödger *et al.*, «Combining Life Cycle Assessment and Manufacturing System Simulation: Evaluating Dynamic Impacts from Renewable Energy Supply on Product-Specific Environmental

Footprints», *Int. J. of Precis. Eng. and Manuf.-Green Tech.*, vol. 8, n.º 3, pp. 1007-1026, may 2021, doi: 10.1007/s40684-020-00229-z.

[103] «ecoinvent - Data with purpose.», ecoinvent. Accedido: 11 de junio de 2024. [En línea]. Disponible en: https://ecoinvent.org/

[104] «LCA Database», Sphera. Accedido: 11 de junio de 2024. [En línea]. Disponible en: https://lcadatabase.sphera.com/

[105] E. Barteková y R. Kemp, «Critical raw material strategies in different world regions», 2016.

[106] S. E. Zhang, J. E. Bourdeau, G. T. Nwaila, y Y. Ghorbani, «Emerging criticality: Unraveling shifting dynamics of the EU's critical raw materials and their implications on Canada and South Africa», *Resources Policy*, vol. 86, p. 104247, oct. 2023, doi: 10.1016/j.resourpol.2023.104247.

[107] «Critical Raw Materials Act - European Commission». Accedido: 7 de junio de 2024. [En línea]. Disponible en: https://single-market-economy.ec.europa.eu/sectors/raw-materials/areas-specific-interest/critical-raw-materials/critical-raw-materials-act_en

[108] E. Lewicka, K. Guzik, y K. Galos, «On the Possibilities of Critical Raw Materials Production from the EU's Primary Sources», *Resources*, vol. 10, n.º 5, p. 50, may 2021, doi: 10.3390/resources10050050.

[109] C. W. Babbitt, S. Althaf, F. Cruz Rios, M. M. Bilec, y T. E. Graedel, «The role of design in circular economy solutions for critical materials», *One Earth*, vol. 4, n.º 3, pp. 353-362, mar. 2021, doi: 10.1016/j.oneear.2021.02.014.

[110] «Critical raw materials - European Commission». Accedido: 7 de junio de 2024. [En línea]. Disponible en: https://single-market-economy.ec.europa.eu/sectors/raw-materials/areas-specific-interest/critical-raw-materials_en

[111] Comisión Europea, «COM(2014) 297 final. COMUNICACIÓN DE LA COMISIÓN AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSEJO, AL COMITÉ ECONÓMICO Y SOCIAL EUROPEO Y AL COMITÉ DE LAS REGIONES sobre la revisión de la lista de las materias primas fundamentales para la UE y la aplicación de la iniciativa de materias primas», Bruselas, may 2014. [En línea]. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52014DC0297

[112] Comisión Europea, «COM(2020) 474 final. COMUNICACIÓN DE LA COMISIÓN AL PARLAMENTO EUROPEO, AL CONSEJO, AL COMITÉ ECONÓMICO Y SOCIAL EUROPEO Y AL COMITÉ DE LAS REGIONES Resiliencia de las materias primas fundamentales: trazando el camino hacia un mayor grado de seguridad y sostenibilidad», Bruselas, sep. 2020. [En línea]. Disponible en: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/HTML/?uri=CELEX:52020DC0474

[113] European Commission. Directorate General for Internal Market, Industry, Entrepreneurship and SMEs., *Critical raw materials for strategic technologies and sectors in the EU: a foresight study.* LU: Publications Office, 2020. Accedido: 3 de junio de 2024. [En línea]. Disponible en: https://data.europa.eu/doi/10.2873/58081

[114] M. F. Ashby, «Drivers for material development in the 21st century», *Progress in Materials Science*, vol. 46, n.º 3-4, pp. 191-199, ene. 2001, doi: 10.1016/S0079-6425(00)00014-1.

[115] I. Ribeiro, P. Peças, y E. Henriques, «A life cycle framework to support materials selection for Ecodesign: A case study on biodegradable polymers», *Materials & Design*, vol. 51, pp. 300-308, oct. 2013, doi: 10.1016/j.matdes.2013.04.043.

[116] S. Ajith, S. Vikas Sharma, N. Bharath, J. Babu, y R. Balasubramanyan, «A decision support system for materials selection using proximity indexed value method», *Materials Today: Proceedings*, vol. 66, pp. 2431-2437, 2022, doi: 10.1016/j.matpr.2022.06.341.

[117] J. A. Mesa, «Developing a material selection index based on circularity: A multiple lifecycle approach», *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 199, p. 107240, dic. 2023, doi: 10.1016/j.resconrec.2023.107240.

[118] B. Pollini y V. Rognoli, «Early-stage material selection based on life cycle approach: tools, obstacles and opportunities for design», *Sustainable Production and Consumption*, vol. 28, pp. 1130-1139, oct. 2021, doi: 10.1016/j.spc.2021.07.014.

[119] A. Kengpol y P. Boonkanit, «The decision support framework for developing Ecodesign at conceptual phase based upon ISO/TR 14062», *International Journal of Production Economics*, vol. 131, n.º 1, pp. 4-14, may 2011, doi: 10.1016/j.ijpe.2010.10.006.

[120] A. Shanian y O. Savadogo, «TOPSIS multiple-criteria decision support analysis for material selection of metallic bipolar plates for polymer electrolyte fuel cell», *Journal of Power Sources*, vol. 159, n.º 2, pp. 1095-1104, sep. 2006, doi: 10.1016/j.jpowsour.2005.12.092.

[121] C. Allen, J. Espey, A. Marks, y M. Skipper, «Harnessing Science for a Sustainable Future: Narrowing the Policy, Research, and Community Divide», p. 1636274 Bytes, 2021, doi: 10.6084/M9.FIGSHARE.15741606.V1.

[122] M. Classen *et al.*, «Life Cycle Inventories of Metals. Final report ecoinvent data v2.1, No 10.», Dübendorf, 2009.

[123] A. Martínez-Rocamora, J. Solís-Guzmán, y M. Marrero, «LCA databases focused on construction materials: A review», *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 58, pp. 565-573, may 2016, doi: 10.1016/j.rser.2015.12.243.

[124] D. Turner y A. Symeonidis, «Life Cycle Inventories for the Treatment of iron and steel industry by-products», Zürich, 2020.

[125] R. Nezamoleslami y S. M. Hosseinian, «An improved water footprint model of steel production concerning virtual water of personnel: The case of Iran», *Journal of Environmental Management*, vol. 260, p. 110065, abr. 2020, doi: 10.1016/j.jenvman.2020.110065.

[126] S. W. Kim, J. H. Kong, S. W. Lee, y S. Lee, «Recent Advances of Artificial Intelligence in Manufacturing Industrial Sectors: A Review», *Int. J. Precis. Eng. Manuf.*, vol. 23, n.º 1, pp. 111-129, ene. 2022, doi: 10.1007/s12541-021-00600-3.

[127] E. P. DeGarmo, J. T. Black, y R. A. Kohser, *Materials and processes in manufacturing*, 10. ed. Hoboken, NJ: Wiley, 2008.

[128] Z. Fan y S. J. Friedmann, «Low-carbon production of iron and steel: Technology options, economic assessment, and policy», *Joule*, vol. 5, n.º 4, pp. 829-862, abr. 2021, doi: 10.1016/j.joule.2021.02.018.

[129] World Steel Assiocation, «2023 World Steel in Figures». [En línea]. Disponible en: https://worldsteel.org/wp-content/uploads/World-Steel-in-Figures-2023-4.pdf

[130] S. Kappenthuler y S. Seeger, «Holistic evaluation of the suitability of metal alloys for sustainable marine construction from a technical, economic and availability perspective», *Ocean Engineering*, vol. 219, p. 108378, ene. 2021, doi: 10.1016/j.oceaneng.2020.108378.

[131] J. C. Rojas-Cardenas, A. Hasanbeigi, C. Sheinbaum-Pardo, y L. Price, «Energy efficiency in the Mexican iron and steel industry from an international perspective», *Journal of Cleaner Production*, vol. 158, pp. 335-348, ago. 2017, doi: 10.1016/j.jclepro.2017.04.092.

[132] T. E. Graedel, E. M. Harper, N. T. Nassar, P. Nuss, y B. K. Reck, «Criticality of metals and metalloids», *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, vol. 112, n.º 14, pp. 4257-4262, abr. 2015, doi: 10.1073/pnas.1500415112.

[133] Y. Liu, H. Li, S. Huang, H. An, R. Santagata, y S. Ulgiati, «Environmental and economic-related impact assessment of iron and steel production. A call for shared responsibility in global trade», *Journal of Cleaner Production*, vol. 269, p. 122239, oct. 2020, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.122239.

[134] K. He y L. Wang, «A review of energy use and energy-efficient technologies for the iron and steel industry», *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 70, pp. 1022-1039, abr. 2017, doi: 10.1016/j.rser.2016.12.007.

[135] R. Hu y C. Zhang, «Discussion on energy conservation strategies for steel industry: Based on a Chinese firm», *Journal of Cleaner Production*, vol. 166, pp. 66-80, nov. 2017, doi: 10.1016/j.jclepro.2017.07.249.

[136] Y. Duan, N. Li, H. Mu, y S. Gui, «Research on CO2 Emission Reduction Mechanism of China's Iron and Steel Industry under Various Emission Reduction Policies», *Energies*, vol. 10, n.º 12, p. 2026, dic. 2017, doi: 10.3390/en10122026.

[137] H. A. J. Van Dijk *et al.*, «Cost Effective CO2 Reduction in the Iron & Steel Industry by Means of the SEWGS Technology: STEPWISE Project», *Energy Procedia*, vol. 114, pp. 6256-6265, jul. 2017, doi: 10.1016/j.egypro.2017.03.1764.

[138] V. Nechifor, A. Calzadilla, R. Bleischwitz, M. Winning, X. Tian, y A. Usubiaga, «Steel in a circular economy: Global implications of a green shift in China», *World Development*, vol. 127, p. 104775, mar. 2020, doi: 10.1016/j.worlddev.2019.104775.

[139] D. Burchart-Korol, «Life cycle assessment of steel production in Poland: a case study», *Journal of Cleaner Production*, vol. 54, pp. 235-243, sep. 2013, doi: 10.1016/j.jclepro.2013.04.031.

[140] J. Suer, M. Traverso, y N. Jäger, «Review of Life Cycle Assessments for Steel and Environmental Analysis of Future Steel Production Scenarios», *Sustainability*, vol. 14, n.º 21, p. 14131, oct. 2022, doi: 10.3390/su142114131.

[141] J. Perpiñán, M. Bailera, B. Peña, L. M. Romeo, y V. Eveloy, «Technical and economic assessment of iron and steelmaking decarbonization via power to gas and amine scrubbing», *Energy*, vol. 276, p. 127616, ago. 2023, doi: 10.1016/j.energy.2023.127616.

[142] M. Bailera, P. Lisbona, B. Peña, y L. M. Romeo, «A review on CO2 mitigation in the Iron and Steel industry through Power to X processes», *Journal of CO2 Utilization*, vol. 46, p. 101456, abr. 2021, doi: 10.1016/j.jcou.2021.101456.

[143] A. Otto, M. Robinius, T. Grube, S. Schiebahn, A. Praktiknjo, y D. Stolten, «Power-to-Steel: Reducing CO2 through the Integration of Renewable Energy and Hydrogen into the German Steel Industry», *Energies*, vol. 10, n.º 4, p. 451, abr. 2017, doi: 10.3390/en10040451.

[144] J. G. Backes, J. Suer, N. Pauliks, S. Neugebauer, y M. Traverso, «Life Cycle Assessment of an Integrated Steel Mill Using Primary Manufacturing Data: Actual Environmental Profile», *Sustainability*, vol. 13, n.º 6, p. 3443, mar. 2021, doi: 10.3390/su13063443.

[145] J. Song, Z. Jiang, y Y. Ding, «Analysis and Evaluation of Material Flow in Different Steel Production Processes by gPROMS-based Simulation», *Energy Procedia*, vol. 158, pp. 4218-4223, feb. 2019, doi: 10.1016/j.egypro.2019.01.806.

[146] S. Seetharaman, A. McLean, R. I. L. Guthrie, y S. Sridhar, *Treatise on process metallurgy*. Amsterdam Waltham Paris: Elsevier, 2014.

[147] G. T. Murray, Ed., *Handbook of materials selection for engineering applications*. en Mechanical engineering, no. 113. New York: M. Dekker, 1997.

[148] G. Shi, H. Zhao, y Y. Gao, «Development of triple grades hybrid high-performance steel structure (TGHSS): Concept and experiments», *Engineering Structures*, vol. 266, p. 114654, sep. 2022, doi: 10.1016/j.engstruct.2022.114654.

[149] S. Kalpakjian y S. R. Schmid, *Manufactura, ingenieria y tecnologia*, 5a ed. México, D.F.: Pearson Educacion, 2008.

[150] C. Han, J. Lee, Y. S. Choi, S.-H. Park, y S. Park, «Methods of Improving Mechanical Integrity of Center-Link Chains for a Trolley Conveyor System», *Int. J. Precis. Eng. Manuf.*, vol. 20, n.º 2, pp. 301-312, feb. 2019, doi: 10.1007/s12541-019-00016-0.

[151] K. Yang, L. Wang, Z. Sun, J. Liu, S. Liu, y X. Jin, «Effect of silicon addition on phosphorus segregation at grain boundary and temper embrittlement of Fe-C-Mn-xSi steels», *Materials Letters*, vol. 320, p. 132342, ago. 2022, doi: 10.1016/j.matlet.2022.132342.

[152] S. Roudier, L. Delgado Sancho, M. A. Aguado-Monsonet, y R. Remus, *Best available techniques (BAT) reference document for iron and steel production: industrial emissions Directive 2010/75/EU : integrated pollution prevention and control*. Luxembourg: Publications Office, 2013.

[153] G. C. Wang, «Ferrous metal production and ferrous slags», en *The Utilization of Slag in Civil Infrastructure Construction*, Elsevier, 2016, pp. 9-33. doi: 10.1016/B978-0-08-100381-7.00002-1.

[154] AENOR, «Aceros inoxidables. Parte 1: Relación de aceros inoxidables (UNE-EN 10088-1:2015)». Madrid, 2015.

[155] A. Baral *et al.*, «Characterisation of iron-rich cementitious materials», *Cement and Concrete Research*, vol. 177, p. 107419, mar. 2024, doi: 10.1016/j.cemconres.2023.107419.

[156] «SPECTROTEST - Mobile Spectrometer | SPECTRO Analytical». Accedido: 8 de junio de 2024. [En línea]. Disponible en: https://www.spectro.com/products/mobile-metal-analyzer/spectrotest-spectrometer

[157] «Analizador XRF Niton XL3t». Accedido: 8 de junio de 2024. [En línea]. Disponible en: https://www.thermofisher.com/order/catalog/product/es/es/10131166

[158] AENOR, «Alambres de acero para muelles mecánicos. Parte 1: Alambres para muelles de acero no aleado, patentado, estirados en frío (UNE-EN 10270-1:2012+A1:2017)». Madrid, 2017.

[159] AENOR, «Productos planos de acero laminados en frío, recubiertos electrolíticamente de cinc, para conformación en frío. Condiciones técnicas de suministro. (UNE-EN 10152:2017)». Madrid, 2017.

[160] AENOR, «Productos planos de acero recubiertos en continuo por inmersión en caliente. Condiciones técnicas de suministro (UNE-EN 10346:2015)». Madrid, 2015.

[161] AENOR, «Flejes laminados en frío para tratamiento térmico. Condiciones técnicas de suministro (UNE-EN 10132:2022)». Madrid, 2022.

[162] AENOR, «Aceros y aleaciones de níquel para elementos de fijación para aplicaciones a baja y/o elevada temperatura (UNE-EN 10269:2014)». Madrid, 2014.

[163] AENOR, «Aceros inoxidables. Parte 2: Condiciones técnicas de suministro para chapas y bandas de acero resistentes a la corrosión para usos generales (UNE-EN 10088-2:2015)». Madrid, 2015.

[164] AENOR, «Aceros inoxidables. Parte 3: Condiciones técnicas de suministro para productos semiacabados, barras, alambrón, alambre, perfiles y productos calibrados de aceros resistentes a la corrosión para usos generales (UNE-EN 10088-3:2015)». Madrid, 2015.

[165] M. L. C. M. Henckens, P. P. J. Driessen, y E. Worrell, «Molybdenum resources: Their depletion and safeguarding for future generations», *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 134, pp. 61-69, jul. 2018, doi: 10.1016/j.resconrec.2018.03.002.

[166] L. A. Wright, S. Kemp, y I. Williams, «'Carbon footprinting': towards a universally accepted definition», *Carbon Management*, vol. 2, n.º 1, pp. 61-72, feb. 2011, doi: 10.4155/cmt.10.39.

[167] AENOR, «Aceros inoxidables. Parte 4: Condiciones técnicas de suministro para chapas y bandas de aceros resistentes a la corrosión para usos en construcción (UNE-EN 10088-4:2010)». Madrid, 2010.

[168] AENOR, «Aceros inoxidables. Parte 5: Condiciones técnicas de suministro para barras, alambrón, alambre, perfiles y productos brillantes de aceros resistentes a la corrosión para usos en construcción (UNE-EN 10088-5:2010)». Madrid, 2010.

[169] «The Stainless Steel Family», International Stainless Steel Forum (ISSF). [En línea]. Disponible en: https://www.worldstainless.org/Files/issf/non-image-files/PDF/TheStainlessSteelFamily.pdf

[170] Y. Liu y S. Cai, «Gradients of Strain to Increase Strength and Ductility of Magnesium Alloys», *Metals*, vol. 9, n.º 10, p. 1028, sep. 2019, doi: 10.3390/met9101028.

[171] Z.-Y. Cai, C. Che, R.-H. Chang, L.-R. Cheng, y Q.-M. Chen, «Study on the Constitutive Behavior and Hot Deformation Characteristic of Mg–4Sm–2Zn–0.5Zr Alloy», *Int. J. Precis. Eng. Manuf.*, vol. 20, n.º 3, pp. 407-415, mar. 2019, doi: 10.1007/s12541-019-00080-6.

[172] D. Merson *et al.*, «The Functional Properties of Mg–Zn–X Biodegradable Magnesium Alloys», *Materials*, vol. 13, n.º 3, p. 544, ene. 2020, doi: 10.3390/ma13030544.

[173] J. Tkacz *et al.*, «Influence of the Composition of the Hank's Balanced Salt Solution on the Corrosion Behavior of AZ31 and AZ61 Magnesium Alloys», *Metals*, vol. 7, n.º 11, p. 465, nov. 2017, doi: 10.3390/met7110465.

[174] K. U. Kainer, Ed., *Magnesium: proceedings of the 6th International Conference Magnesium Alloys and their Applications*. Weinheim: Wiley-VCH, 2004.

[175] Y. Türe y C. Türe, «An assessment of using Aluminum and Magnesium on CO2 emission in European passenger cars», *Journal of Cleaner Production*, vol. 247, p. 119120, feb. 2020, doi: 10.1016/j.jclepro.2019.119120.

[176] J. Klemenc, D. Seruga, y M. Nagode, «A Durability Prediction for the Magnesium Alloy AZ31 based on Plastic and Total Energy», *Metals*, vol. 9, n.º 9, p. 973, sep. 2019, doi: 10.3390/met9090973.

[177] S. Morimoto, Y. Cheng, N. Mizukoshi, y K. Tahara, «Methodological Study of Evaluating Future Lightweight Vehicle Scenarios and CO2 Reduction Based on Life Cycle Assessment», *Sustainability*, vol. 12, n.º 14, p. 5713, jul. 2020, doi: 10.3390/su12145713.

[178] M. Raugei, D. Morrey, A. Hutchinson, y P. Winfield, «A coherent life cycle assessment of a range of lightweighting strategies for compact vehicles», *Journal of Cleaner Production*, vol. 108, pp. 1168-1176, dic. 2015, doi: 10.1016/j.jclepro.2015.05.100.

[179] S. Cecchel *et al.*, «Lightweighting in light commercial vehicles: cradle-to-grave life cycle assessment of a safety-relevant component», *Int J Life Cycle Assess*, vol. 23, n.º 10, pp. 2043-2054, oct. 2018, doi: 10.1007/s11367-017-1433-5.

[180] T. Hottle, C. Caffrey, J. McDonald, y R. Dodder, «Critical factors affecting life cycle assessments of material choice for vehicle mass reduction», *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, vol. 56, pp. 241-257, oct. 2017, doi: 10.1016/j.trd.2017.08.010.

[181] K. Kawajiri, M. Kobayashi, y K. Sakamoto, «Lightweight materials equal lightweight greenhouse gas emissions?: A historical analysis of greenhouse gases of vehicle material substitution», *Journal of Cleaner Production*, vol. 253, p. 119805, abr. 2020, doi: 10.1016/j.jclepro.2019.119805.

[182] C. Koffler y K. Rohde-Brandenburger, «On the calculation of fuel savings through lightweight design in automotive life cycle assessments», *Int J Life Cycle Assess*, vol. 15, n.º 1, pp. 128-135, ene. 2010, doi: 10.1007/s11367-009-0127-z.

[183] M. S. Dargusch, K. Pettersen, K. Nogita, M. D. Nave, y G. L. Dunlop, «The Effect of Aluminium Content on the Mechanical Properties and Microstructure of Die Cast Binary Magnesium-Aluminium Alloys», *Mater. Trans.*, vol. 47, n.º 4, pp. 977-982, 2006, doi: 10.2320/matertrans.47.977.

[184] J. She *et al.*, «Effect of high Mn content on development of ultra-fine grain extruded magnesium alloy», *Materials & Design*, vol. 90, pp. 7-12, ene. 2016, doi: 10.1016/j.matdes.2015.10.093.

[185] C. Jaschik, H. Haferkamp, y M. Niemeyer, «New Magnesium Wrought Alloys», en *Magnesium Alloys and their Applications*, 1.ª ed., K. U. Kainer, Ed., Wiley, 2000, pp. 41-46. doi: 10.1002/3527607552.ch7.

[186] S. Dobatkin *et al.*, «Mechanical Properties, Biodegradation, and Biocompatibility of Ultrafine Grained Magnesium Alloy WE43», *Materials*, vol. 12, n.º 21, p. 3627, nov. 2019, doi: 10.3390/ma12213627.

[187] AENOR, «Magnesio y aleaciones de magnesio. Lingotes y piezas moldeadas de aleaciones de magnesio (UNE-EN 1753:2020)». Madrid, 2020.

[188] ASTM, «Standard Practice for Codification of Certain Nonferrous Metals and Alloys, Cast and Wrought (B275 - 05)». 2013.

[189] B. P. Wiedema *et al.*, «Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3 (final). ecoinvent report No. 1(v3)», The ecoinvent Centre, St. Gallen, 2013.

[190] N. P. Papenberg, S. Gneiger, I. Weißensteiner, P. J. Uggowitzer, y S. Pogatscher, «Mg-Alloys for Forging Applications—A Review», *Materials*, vol. 13, n.º 4, p. 985, feb. 2020, doi: 10.3390/ma13040985.

[191] S. Tekumalla, M. Ajjarapu, y M. Gupta, «A Novel Turning-Induced-Deformation Based Technique to Process Magnesium Alloys», *Metals*, vol. 9, n.º 8, p. 841, jul. 2019, doi: 10.3390/met9080841.

[192] D. L. Albright y J. O. Haagensen, «Life cycle inventory of magnesium. IMA 54: Magnesium Trends», 1997.

[193] E. A. Il'ina, A. A. Raskovalov, y O. G. Reznitskikh, «Thermodynamic properties of solid electrolyte Li7La3Zr2O12», *The Journal of Chemical Thermodynamics*, vol. 128, pp. 68-73, ene. 2019, doi: 10.1016/j.jct.2018.08.009.

[194] W. J. Yao y N. Wang, «Latent heats of fusion and crystallization behaviors of Co–Si binary alloys», *Journal of Alloys and Compounds*, vol. 487, n.º 1-2, pp. 354-357, nov. 2009, doi: 10.1016/j.jallcom.2009.07.137.

[195] B. R. Powell, A. A. Luo, y P. E. Krajewski, «Magnesium alloys for lightweight powertrains and automotive bodies», en *Advanced Materials in Automotive Engineering*, Elsevier, 2012, pp. 150-209. doi: 10.1533/9780857095466.150.

[196] Wolfram Research, Inc., «Mathematica's ElementData». [En línea]. Disponible en: https://periodictable.com/Elements

[197] T. Behrsing, G. B. Deacon, y P. C. Junk, «The chemistry of rare earth metals, compounds, and corrosion inhibitors», en *Rare Earth-Based Corrosion Inhibitors*, Elsevier, 2014, pp. 1-37. doi: 10.1533/9780857093585.1.

[198] J. Bohlen, S. Meyer, B. Wiese, B. J. C. Luthringer-Feyerabend, R. Willumeit-Römer, y D. Letzig, «Alloying and Processing Effects on the Microstructure, Mechanical Properties, and Degradation Behavior of Extruded Magnesium Alloys Containing Calcium, Cerium, or Silver», *Materials*, vol. 13, n.º 2, p. 391, ene. 2020, doi: 10.3390/ma13020391.

[199] F. Pan, M. Yang, y X. Chen, «A Review on Casting Magnesium Alloys: Modification of Commercial Alloys and Development of New Alloys», *Journal of Materials Science & Technology*, vol. 32, n.º 12, pp. 1211-1221, dic. 2016, doi: 10.1016/j.jmst.2016.07.001.

[200] Y. Wang, G. Liu, Y. Wei, y Y. Qiao, «Effects of Magnesium-Calcium Alloys with Different Calcium Content on Their Mechanical Properties», *IOP Conf. Ser.: Mater. Sci. Eng.*, vol. 735, n.º 1, p. 012010, ene. 2020, doi: 10.1088/1757-899X/735/1/012010.

[201] Z. Jin, B. Xing, C. Tang, J. Feng, N. Su, y Y. Li, «Rheo-Diecasting of Wrought Magnesium AZ31 Alloy and the Effect of Injection Velocity on Microstructure and Tensile Strength», *Metals*, vol. 8, n.º 10, p. 793, oct. 2018, doi: 10.3390/met8100793.

[202] O. Jeon *et al.*, «Mechanical properties and degradation behaviors of hyaluronic acid hydrogels cross-linked at various cross-linking densities», *Carbohydrate Polymers*, vol. 70, n.º 3, pp. 251-257, oct. 2007, doi: 10.1016/j.carbpol.2007.04.002.

[203] Zeng, Liu, Gao, Jiang, Yu, y Chen, «Effects of T5 Treatment on Microstructure and Mechanical Properties at Elevated Temperature of AZ80-Ag Alloy», *Materials*, vol. 12, n.º 19, p. 3214, sep. 2019, doi: 10.3390/ma12193214.

[204] European Commission, «Commission of the European Union. Integrated Pollution Prevention and Control (IPPC), 2001. Best Available Techniques Reference Document on the Production of Iron and Steel», 2001.

# Capítulo 9

## Publicaciones

En este capítulo se muestran los principales resultados científicos elaborados a partir del trabajo desarrollado en esta tesis doctoral.

PUBLICADOS

Revistas JCR:

- García Gutiérrez, I.; Elduque, D.; Pina, C.; Tobajas, R.; Javierre, C. Influence of the Composition on the Environmental Impact of a Casting Magnesium Alloy. Sustainability 2020, 12, 10494. https://doi.org/10.3390/su122410494

Congresos internacionales:

- García Gutiérrez, I.; Elduque, D.; Pina, C.; Tobajas, R.; Javierre, C. Excel tool to assess the environmental impact of steels based on the composition. Proceedings of the 9th International Workshop on Simulation for Energy, Sustainable Development & Environment (SESDE 2021), 2021, pp. 10–17. https://doi.org/10.46354/i3m.2021.sesde.002

EN SEGUNDA REVISIÓN (JUNIO 2024)

Revistas JCR:

- García Gutiérrez, I.; Pina, C.; Tobajas, R.; Elduque, D. Incorporating Composition into Life Cycle Assessment of Steel Grades.

## 9.1. Influence of the Composition on the Environmental Impact of a Casting Magnesium Alloy

sustainability

MDPI

*Article*

# Influence of the Composition on the Environmental Impact of a Casting Magnesium Alloy

**Isabel García Gutiérrez [1], Daniel Elduque [1,*], Carmelo Pina [2], Rafael Tobajas [1] and Carlos Javierre [1]**

1 i+AITIIP, Department of Mechanical Engineering, University of Zaragoza EINA, María de Luna 3, 50018 Zaragoza, Spain; igarciguti@unizar.es (I.G.G.); rafaeltobajasalonso@gmail.com (R.T.); carlos.javierre@unizar.es (C.J.)

2 BSH Electrodomésticos España, S.A., Avda. de la Industria, 49, 50016 Zaragoza, Spain; carmelo.pina@bshg.com

* Correspondence: delduque@unizar.es; Tel.: +34-876-555-211

Received: 9 October 2020; Accepted: 12 December 2020; Published: 15 December 2020

check for updates

**Abstract:** The influence of the composition of magnesium alloys on their environmental impact was analyzed. In order to perform a more accurate environmental impact calculation, life cycle assessment (LCA) with the ReCiPe 2016 Endpoint and IPCC 2013 GWP (100 y) methodology was used, taking the EcoInvent AZ91 magnesium alloy dataset as reference. This dataset has been updated with the material composition range of several alloys included in the European standard EN 1753:2019. The balanced, maximum, and minimum environmental impact values were obtained. In general, the overall impact of the studied magnesium alloys varied from 3.046 Pt/kg to 4.853 Pt/kg and from 43.439 kg $CO_2$ eq./kg to 55.427 kg $CO_2$ eq./kg, depending on the composition. In the analysis of maximum and minimum environmental impacts, the alloy that had the highest uncertainty was 3.5251, with a range of ±7.20%. The element that contributed the most to increase its impact was silver. The AZ91 alloy, provided by the EcoInvent dataset, had a lower environmental impact than all the magnesium alloys studied in this work. The content of critical raw materials (CRMs) was also assessed, showing a high content in CRMs, between 89.72% and 98.22%.

**Keywords:** life cycle assessment; material composition; environmental impact; magnesium alloy; critical raw materials

### 1. Introduction

Environmental challenges are increasingly recognized as a serious, worldwide, public concern [1,2]. The accelerated decline in the environmental quality; the intensive use of resources; the contamination of air, water, and soil; and global warming or waste accumulation are just some of these environmental challenges that can be considered as a global priority [3].

Any product, process, or service has an environmental impact, which can occur throughout its entire life cycle. It is essential to adopt an environmentally conscious perspective at the first phase of the product design and development, in order to minimize these impacts [4–6].

In the 1990s, the concept of ecological design was first adopted by many companies [7], with the main objective of assuming the environmental responsibility of their products and organizational systems throughout their life cycle [8]. Ecodesign is defined by International Organization for Standardization (ISO) 14006:2011 as the integration of environmental aspects into product design and development to reduce adverse environmental impacts throughout a product's life cycle [9].

European policies have opted for the incorporation of an ecological design in their countries [10]. There is an extensive legislative proposal of the European Union, which offers tools and incentives

commensurate with this model: establishing the ecodesign requirements for energy products (Energy-Using Products (EuP) Directive 2005/32/EC [11] and Energy-Related Products (ErP) Directive 2009/125/EC [12]) or reducing the use of chemical substances and products (Restriction of Hazardous Substances (RoHS) 2002/95/EC [13] and Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH) 1907/2006 [14]).

Moreover, several standards have been created in order to introduce environment-friendly criteria in the design and development of products (ISO 14006:2011 [9] and International Electrotechnical Commission (IEC) 62430:2019 [15]). Integrating sustainability aspects into product innovation could acquire a strategic perspective [16]. Therefore, ecodesign should not be a separate activity, but it should be conceived as an integral part of the existing management system in an organization [17,18], such as the ones created to support the conformity of quality standards (ISO 14001:2015 [19] and ISO 9001:2015 [20]).

Life cycle assessment (LCA) is an adequate methodology to identify, quantify, and analyze the environmental impacts of a material, process, product, or service and to identify the main environmental adverse aspects throughout the life cycle [21,22]. ISO standards 14040 and 14044 establish the principles, framework, requirements, and guidelines to perform an LCA [23,24].

LCA has been applied to a wide range of sectors, processes, and products, such as mining processes [25], galvanized sheet production [26], Polylactic acid (PLA) bottle shaping [27], portable power banks [28], pavements [29], LED luminaries [30,31], and solar photovoltaic panels [32]. LCA has also been applied to the production of specific materials, for example, ferroniobium [33], zircon sand [34], copper [35], manganese alloys [36], and solvents [37].

Material selection is an essential area in the design and development stage of a product. It is necessary to consider simultaneously, among other important aspects, functional, productive, economic, and logistical criteria in order to select the material that best suits the requirements sought [38]. In terms of ecodesign, the environmental impact is a key criterion for selecting the material [39–42]. Despite the fact that cost is the main criterion adopted by many companies, a sustainabled design implies finding a balance between the economic, social, and environmental criteria [43].

This study aimed to quantify and analyze the environmental impact of the production of magnesium alloys. Magnesium alloys, due to their relatively high specific strength, high ductility, and low density [44], are used in a wide range of applications in the automotive, electronic, and biomedical sectors [45–48]. Its use implies considerable weight saving, being able to manufacture components with a weight reduction between 10% and 33% in comparison with aluminum alloys.

In the automotive sector, for example, light metals such as magnesium and aluminum alloys, have been used to produce lightweight vehicles. According to some studies, reducing the weight of the vehicles implies a reduction in fuel consumption between 0.1 L/(100 km × 100 kg) and 0.9 L/(100 km × 100 kg) [49]. This reduction in fuel consumption produces lower $CO_2$ emissions in the atmosphere in the automobile use stage [50–52]. However, many lightweight materials (aluminum alloys, magnesium alloys, or carbon fiber) are comparatively more energy-intensive to produce than other conventional materials such as steel. This means that these materials, in their production stage, entail higher $CO_2$ emissions [53–56]. However, despite the fact that the production of materials has a greater environmental impact, it is possible to compensate these emissions due to reduced fuel consumption and have an overall lower environmental impact in their life cycle [57].

It is known that many physical and mechanical properties of metals are affected by the alloying elements [58]. For example, in the case of magnesium alloys, aluminum improves strength, ductility, and melting capacity [59]; manganese allows high corrosion resistance and improves ductility and resistance [60]; lithium provides the alloy with high ductility and high tolerance for damage, and reduces the specific density of the material [61]; and rare earth metals increase both the corrosion resistance of the alloy and its mechanical strength [62].

Alloy composition plays an important role in the environmental impact of the material. A key aspect is the fact that each alloying element presents different adverse effects on the environment.

In conclusion, the alloy composition modifies not only the physical and mechanical properties of the alloy, but also its total environmental impact. Several previously published studies have shown the importance of calculating the environmental impact depending on the material composition [63].

In recent years, the concept of critical raw materials (CRMs) has gained importance, specially in the European Union (EU) economy [64,65]. Critical raw materials are defined as those materials that combine:

- A significant economic importance for key sectors in the European economy;
- A high-supply risk due to the high level of import dependence;
- A significant lack of substitutes for existing or future applications.

The European Commission first published in 2010 a list of critical raw materials for the European economy [66]. This list is reviewed and updated every three years, with the aim of considering the evolution of the market, which significantly influences the factors to ponder a material as critical.

The more recent list, published in 2020 [66], features 30 raw materials: antimony, baryte, bauxite, beryllium, bismuth, borate, cobalt, coking coal, fluorspar, gallium, germanium, hafnium, indium, lithium, magnesium, natural graphite, natural rubber, niobium, platinum group metals, phosphate rock, heavy rare earth elements, light rare earth elements, scandium, silicon metal, strontium, tantalum, titanium, tungsten, and vanadium.

Magnesium is classified as a CRM, which is significant for this study, as it supposes more than 90% of the composition of magnesium alloys. Its criticality is mainly due to absence of production of magnesium metal in the EU: the supply for the manufacturing industry entirely relies on imports from China (93%) and a few other non-EU countries, which represents supply risk [67]. In addition, magnesium metal is important in the European manufacturing sector and the competing demand from other global countries. Of all the critical materials included in the 2020 list [66], only lithium, silicon, and rare earth can be added as alloying elements of magnesium alloys.

The criticality assessment of raw materials is an arduous task, with considerable variations among the different processes that exist to identify and evaluate them [68–71]. However, the quantification of the presence of critical raw materials can be a first approximation that allows scientists and engineers to carry out a better selection of materials, taking into account minimizing the use of these materials identified as critical [72].

In this work, the calculation of the content of CRMs in magensium alloys was based on the balanced composition, explained in Section 2.4.

At present, there is no legislation that regulates the use of these materials; however, in 2019, the European Standard (EN) 45558:2019 "General method to declare the use of critical raw materials in energy-related products" [73] was published with the aim of improving the ability to reuse components or recycle materials of the products at the end of their lifespan.

Therefore, the main objectives of this work were to evaluate the environmental impact of different magnesium alloys and to analyze the influence of the different alloying elements. In addition, the critical raw materials' content of magnesium alloys was assessed. This study intended to provide engineers and scientists with more accurate information about the environmental impacts of magnesium alloys, necessary to apply the criterion of minimum impact on the material selection stage.

## 2. Materials and Methods

### *2.1. Composition and Properties of Magnesium Casting Alloys*

Magnesium is a lightweight and silvery-white metal. Although there are many techniques and manufacturing processes for magnesium, such as extrusion, rolling, stamping, or bending, this study focused on magnesium casting alloys [74,75].

In this work, eighteen magnesium alloys commonly used in cast processes were studied. Their compositions are defined in different standards, such as the European EN 1753:2019 [76]

or the American Society for Testing and Materials (AA ASTM) B275-05 [77]. In this study, the European standard was used to obtain the magnesium alloy compositions. Nevertheless, as calcium is also an interesting alloying element, especially for biomedical applications [78–80], three additional magnesium alloys (AZ21A, AZ31A, and M1A), which have calcium content, were included in the study from the ASTM B275-05 standard [77].

### *2.2. Dataset Improvement Methodology for Magnesium Casting Alloys*

The methodology approach taken in this study was based on the EcoInvent methodology, using the dataset "magnesium alloy, AZ91 {RER}|production" as a reference. The AZ91 magnesium alloy is the most commonly used for casting applications, typically processed via high-pressure die casting [81,82]. It contains 9.1% of aluminum and small amounts of copper, zinc, and manganese [83,84].

Table 1 shows the life cycle inventory (LCI) of the production of 1 kg of AZ91 magnesium alloy, as characterized by EcoInvent [83]. EcoInvent obtains magnesium alloy production data from previous inventory studies [84]. These studies and data are still considered valid, and are used in current versions of EcoInvent.

**Table 1.** EcoInvent's life cycle inventory of magnesium alloy AZ91 production.

| Description | Data Entry (kg) | Chemical Composition (%) |
|---|---|---|
| Magnesium | $9.090 \times 10^{-1}$ | 89.59% |
| Aluminum | $9.240 \times 10^{-2}$ | 9.11% |
| Zinc | $7.110 \times 10^{-3}$ | 0.7% |
| Manganese | $3.050 \times 10^{-3}$ | 0.3% |
| Silicon | $2.030 \times 10^{-3}$ | 0.2% |
| Copper | $1.020 \times 10^{-1}$ | 0.1% |
| Total | 1.015 | 100% |

As can be appreciated, the total sum of input materials is 1.015 kg per kilogram of alloy produced. Following EcoInvent's methodology, material loss of 1.5% during production is assumed. Additionally, EcoInvent dataset assumes an energy consumption of 1.510 kWh per kilogram related to the production of the magnesium alloy [83,84].

Based on the analysis of the LCI established by EcoInvent, the following subsections show the LCA fulfilled to calculate the environmental impact of 18 magnesium alloys, taking into account their composition ranges according to the EN 1753:2019 standard [76] and ASTM B275-05 standard [77].

### *2.3. LCA Methodology*

#### 2.3.1. Goal and Scope Definition

The primary purpose of this LCA was to quantify the environmental impact of different magnesium alloys, depending on their composition. This calculation intended to analyze the influence of alloying elements in the environmental performance of magnesium alloys. The criterion used in this assessment was based on the life cycle analysis methodology and followed the stages stipulated in the international ISO 14040 and 14044 [24,25].

#### 2.3.2. Functional Unit

The definition of the functional unit has important implications for developing an LCA. The production of 1 kg of magnesium alloy from primary materials, considering alloy composition, was taken as a functional unit in this study.

#### 2.3.3. System Boundaries

The inputs and outputs of materials and energy must be identified in order to perform an LCA. This balance of materials and energy must be quantified throughout the different stages of the life

cycle considered in the study. The methodology approach taken in this study was based on the EcoInvent methodology for the calculation of the environmental impact of the "magnesium alloy, AZ91 {RER}|production" [85].

Based on the EcoInvent dataset, the life cycle stages considered in this study (Figure 1) corresponded to raw material acquisition, transport of these raw materials to the alloy manufacturing plant, and production processes for cast magnesium alloys.

- Raw material acquisition included the extraction and processing of the different alloying elements that compound the magnesium alloy.
- Transport of all the raw material to the alloy manufacturing plant was included in this study.
- There were two aspects considered in the production stage: the energy consumption of the process and the loss of raw materials due to the inefficiencies of the manufacturing process.

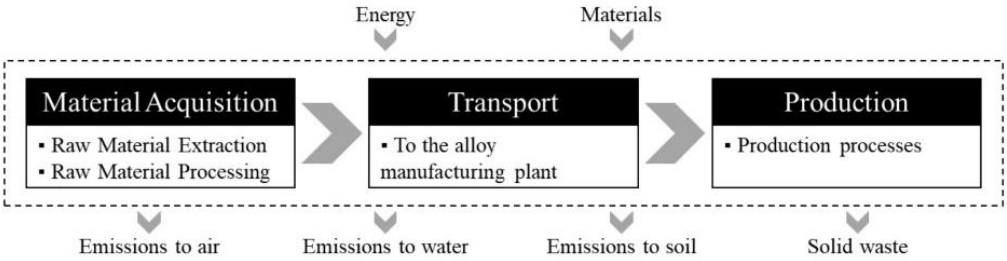



**Figure 1.** System boundaries.

2.3.4. Inventory Data and Assumptions

Once the LCI of the different alloys included in this study was established, it was necessary to make an assignment of the different alloy elements with the available EcoInvent datasets. All alloying elements were assigned to "{GLO}|market for|APOS, U" datasets in order to consider transportation from the raw material production plant to the alloy production plant as shown in Table 2. The manufacturing process of magnesium alloys was considered following the EcoInvent methodology.

**Table 2.** EcoInvent dataset selection.

| Alloying Element | EcoInvent v3.5 Dataset |
|---|---|
| Magnesium | Magnesium {GLO}\|market for\|APOS, U |
| Aluminum | Aluminum, cast alloy {GLO}\|market for\|APOS, U |
| Zinc | Zinc {GLO}\|market for\|APOS, U |
| Manganese | Manganese {GLO}\|market for\|APOS, U |
| Rare Earth | Mischmetal {GLO}\|market for\|APOS, U |
| Silver | Silver {GLO}\|market for\|APOS, U |
| Lithium | Lithium {GLO}\|market for\|APOS, U |
| Silicon | Silicon {GLO}\|market for\|APOS, U |
| Iron | Cast iron {GLO}\|market for\|APOS, U |
| Copper | Copper {GLO}\|market for\|APOS, U |
| Nickel | Nickel {GLO}\|market for\|APOS, U |

It was observed that some alloying elements were not considered in the EcoInvent AZ91 magnesium alloy dataset: Silver, which represented a remarkable proportion in some of the alloys studied, and nickel, which was used in all the studied alloys except for the EcoInvent AZ91 alloy. Rare earth elements, which are added on magnesium alloys as mischmetal, were also not considered in the EcoInvent's dataset [86]. The term mischmetal is commonly referred to as a rare earth alloy, composed of approximately 50% cerium, 25% lanthanum, and smaller amounts of neodymium and praseodymium [87]. It is noteworthy that the alloying elements included in the EcoInvent AZ91 magnesium alloy dataset were present in almost all the alloys included in this study.

Once the different alloying elements that may be part of the magnesium alloys studied had been identified, it was necessary to establish the allocation with the EcoInvent datasets. The most relevant allocations are presented in Table 2.

#### 2.3.5. Software, Databases, and Impact Categories

The life cycle inventory was carried out through the EcoInvent v3.5 database, developed by the Swiss Centre for Life Cycle Inventories [85]. This database stands out as one of the most complete and highest quality at the European level.

The software used for carrying out this LCA was SimaPro 9.0.0.49, developed by Pré Consultants. This software allows performing an LCA with multiple methodologies of impact evaluation [88].

Finally, the LCA was calculated according to the ReCiPe 2016 Endpoint H/A (Hierarchist/Average) v1.1 and IPCC 2013 GWP (100 y) methodologies [89]. The ReCiPe 2016 methodology assesses 18 impact categories and, then, aggregates them in a single score, simplifying the interpretation of the LCA results. IPCC 2013 is a well-established methodology developed by the IPCC to calculate carbon emissions [90].

#### 2.3.6. Sensitivity Analysis

The composition of studied magnesium alloys was obtained from the EN 1753:2019 [76] standard. The composition is given by the standard as a range with a maximum and minimum content of each alloying element.

For each magnesium alloy, the average composition was obtained, establishing for each alloying element the balanced value between the minimum and maximum values provided by the standard. This balanced composition allowed to obtain an average impact as a reference result for the study.

Nevertheless, due to the characterization of the composition as a range of values and in order to develop a sensitivity analysis, two additional compositions were obtained, according to the methodology previously established by another study about the quantification of the environmental impact of aluminum alloys [91]:

- Minimum impact composition: This composition provides the lowest impact of the alloy. To that end, the highest content is assigned to those alloying elements with the lowest environmental impact.
- Maximum impact composition: This composition provides the highest impact of the alloy. To that end, the highest content is assigned to those alloying elements with the highest environmental impact.

The minimum and maximum values provided by the EN 1753:2019 [76] standard were conveniently preserved during the establishment of the compositions mentioned above.

Consequently, despite the balanced environmental impact value, this sensitivity analysis allowed to obtain the uncertainty of this value due to the composition range of magnesium alloys.

It should be noted that these compositions were calculated based on the unit impact data of the different alloying elements. Therefore, both compositions used to calculate the maximum and minimum environmental impacts must be obtained for both the ReCiPe 2016 and IPCC 2013 methodologies.

### *2.4. Life Cycle Inventory*

Life cycle inventories of each magnesium alloy included in the study were developed, including the one that corresponded to the EcoInvent dataset of AZ91 magnesium alloy, considering, as mentioned in Section 2.2, raw materials and production processes.

As for raw material composition, it varied depending on the composition range established by the standards. Table 3 presents a detailed inventory of the different magnesium alloys included in this study, showing the average value of composition between maximum and minimum ranges established by the standards. The total sum of raw materials corresponded to the amount of 1.015 kg per kg of alloy produced, according to the LCI established by EcoInvent for AZ91 magnesium alloy production.

**Table 3.** Material and energy inputs for 1 kg of magnesium alloy.

| Alloy | Material Inputs (kg) | | | | | | | | | | | | | | Energy Consumption (kWh) |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Mg | Al | Ag | Ca | Cu | Fe | Li | Mn | Ni | RE | Si | Y | Zn | Zr | |
| AZ91 [1] | $9.090 \times 10^{-1}$ | $9.240 \times 10^{-2}$ | - | - | $1.020 \times 10^{-3}$ | - | - | $3.050 \times 10^{-3}$ | - | - | $2.030 \times 10^{-3}$ | - | $7.110 \times 10^{-3}$ | - | 1.51 |
| 3.5215 | $9.217 \times 10^{-1}$ | $7.965 \times 10^{-2}$ | - | - | $1.268 \times 10^{-4}$ | $2.029 \times 10^{-5}$ | - | $5.935 \times 10^{-3}$ | $5.073 \times 10^{-6}$ | - | $2.537 \times 10^{-4}$ | - | $6.849 \times 10^{-3}$ | - | 1.51 |
| 3.5216 | $9.101 \times 10^{-1}$ | $9.131 \times 10^{-2}$ | - | - | $1.268 \times 10^{-4}$ | $2.029 \times 10^{-5}$ | - | $5.935 \times 10^{-3}$ | $5.073 \times 10^{-6}$ | - | $2.537 \times 10^{-4}$ | - | $6.849 \times 10^{-3}$ | - | 1.51 |
| 3.5217 | $9.139 \times 10^{-1}$ | $9.134 \times 10^{-2}$ | - | - | $1.015 \times 10^{-3}$ | $1.522 \times 10^{-4}$ | - | - | $5.074 \times 10^{-5}$ | - | $1.522 \times 10^{-3}$ | - | $6.597 \times 10^{-3}$ | - | 1.51 |
| 3.5220 | $9.851 \times 10^{-1}$ | $2.131 \times 10^{-2}$ | - | - | $4.058 \times 10^{-5}$ | $2.029 \times 10^{-5}$ | - | $6.849 \times 10^{-3}$ | $5.073 \times 10^{-6}$ | - | $2.537 \times 10^{-4}$ | - | $1.015 \times 10^{-3}$ | - | 1.52 |
| 3.5221 | $9.571 \times 10^{-1}$ | $4.972 \times 10^{-2}$ | - | - | $4.058 \times 10^{-5}$ | $2.029 \times 10^{-5}$ | - | $6.443 \times 10^{-3}$ | $5.073 \times 10^{-6}$ | - | $2.537 \times 10^{-4}$ | - | $1.015 \times 10^{-3}$ | - | 1.52 |
| 3.5222 | $9.461 \times 10^{-1}$ | $6.088 \times 10^{-2}$ | - | - | $4.058 \times 10^{-5}$ | $2.029 \times 10^{-5}$ | - | $6.240 \times 10^{-3}$ | $5.073 \times 10^{-6}$ | - | $2.537 \times 10^{-4}$ | - | $1.015 \times 10^{-3}$ | - | 1.52 |
| 3.5225 | $9.754 \times 10^{-1}$ | $2.232 \times 10^{-2}$ | - | - | $4.058 \times 10^{-5}$ | $2.029 \times 10^{-5}$ | - | $6.088 \times 10^{-3}$ | $5.073 \times 10^{-6}$ | - | $9.639 \times 10^{-3}$ | - | $1.015 \times 10^{-3}$ | - | 1.51 |
| 3.5226 | $9.546 \times 10^{-1}$ | $4.312 \times 10^{-2}$ | - | - | $4.058 \times 10^{-5}$ | $2.029 \times 10^{-5}$ | - | $6.088 \times 10^{-3}$ | $5.073 \times 10^{-6}$ | - | $9.639 \times 10^{-3}$ | - | $1.015 \times 10^{-3}$ | - | 1.51 |
| 3.5232 | $9.212 \times 10^{-1}$ | - | - | - | $2.739 \times 10^{-2}$ | - | - | $5.073 \times 10^{-3}$ | $5.073 \times 10^{-5}$ | - | - | - | $6.088 \times 10^{-2}$ | - | 1.43 |
| 3.5246 | $9.497 \times 10^{-1}$ | - | - | - | $1.522 \times 10^{-4}$ | $2.537 \times 10^{-4}$ | - | $7.610 \times 10^{-4}$ | $2.537 \times 10^{-5}$ | $1.395 \times 10^{-2}$ | $1.015 \times 10^{-3}$ | - | $4.312 \times 10^{-2}$ | $5.580 \times 10^{-3}$ | 1.46 |
| 3.5247 | $9.501 \times 10^{-1}$ | - | - | - | $1.522 \times 10^{-4}$ | $5.073 \times 10^{-5}$ | - | $7.610 \times 10^{-4}$ | $2.537 \times 10^{-5}$ | $3.247 \times 10^{-2}$ | $5.073 \times 10^{-5}$ | - | $2.537 \times 10^{-2}$ | $5.580 \times 10^{-3}$ | 1.45 |
| 3.5251 | $9.562 \times 10^{-1}$ | - | $2.537 \times 10^{-2}$ | - | $1.522 \times 10^{-4}$ | $5.073 \times 10^{-5}$ | - | $7.610 \times 10^{-4}$ | $2.537 \times 10^{-5}$ | $2.537 \times 10^{-2}$ | $5.073 \times 10^{-5}$ | - | $1.015 \times 10^{-3}$ | $5.580 \times 10^{-3}$ | 1.45 |
| 3.5250 | $9.683 \times 10^{-1}$ | - | $1.522 \times 10^{-2}$ | - | $7.610 \times 10^{-4}$ | $5.073 \times 10^{-5}$ | - | $7.610 \times 10^{-4}$ | $2.537 \times 10^{-5}$ | $2.283 \times 10^{-2}$ | $5.073 \times 10^{-5}$ | - | $1.015 \times 10^{-3}$ | $5.580 \times 10^{-3}$ | 1.47 |
| 3.5261 | $9.260 \times 10^{-1}$ | - | - | - | $1.522 \times 10^{-4}$ | $5.073 \times 10^{-5}$ | $1.015 \times 10^{-3}$ | $7.610 \times 10^{-4}$ | $2.537 \times 10^{-5}$ | $2.790 \times 10^{-2}$ | $5.073 \times 10^{-5}$ | $5.200 \times 10^{-2}$ | $1.015 \times 10^{-3}$ | $5.580 \times 10^{-3}$ | 1.42 |
| 3.5260 | $9.308 \times 10^{-1}$ | - | - | - | $1.522 \times 10^{-4}$ | $5.073 \times 10^{-5}$ | $1.015 \times 10^{-3}$ | $7.610 \times 10^{-4}$ | $2.537 \times 10^{-5}$ | $3.450 \times 10^{-2}$ | $5.073 \times 10^{-5}$ | $4.058 \times 10^{-2}$ | $1.015 \times 10^{-3}$ | $5.580 \times 10^{-3}$ | 1.42 |
| AZ21A | $9.760 \times 10^{-1}$ | $2.075 \times 10^{-2}$ | - | $4.422 \times 10^{-3}$ | $2.530 \times 10^{-4}$ | $2.530 \times 10^{-5}$ | - | $7.590 \times 10^{-4}$ | $1.012 \times 10^{-5}$ | - | $2.530 \times 10^{-4}$ | - | $1.214 \times 10^{-2}$ | - | 1.51 |
| AZ31A | $9.624 \times 10^{-1}$ | $3.037 \times 10^{-2}$ | - | $3.792 \times 10^{-3}$ | $2.531 \times 10^{-4}$ | $2.531 \times 10^{-5}$ | - | $6.074 \times 10^{-3}$ | $2.531 \times 10^{-5}$ | - | $1.519 \times 10^{-3}$ | - | $1.012 \times 10^{-2}$ | - | 1.51 |
| M1A | $9.938 \times 10^{-1}$ | - | - | $3.792 \times 10^{-3}$ | $2.531 \times 10^{-4}$ | - | - | $1.620 \times 10^{-2}$ | $5.062 \times 10^{-5}$ | - | $5.062 \times 10^{-4}$ | - | - | - | 1.51 |

[1] AZ91 EcoInvent dataset.

Regarding the manufacturing process, an energy consumption of 1.51 kWh is considered in the AZ91 EcoInvent dataset. Nevertheless, to assess the manufacturing process impact, the energy consumption was calculated based on the specific heat and heat of fusion of the alloys, and the empirical Neumann–Kopp rule [92,93]. The 1.51 kWh/kg data was proportionally related to the energy required for AZ91 alloy production and extrapolated for each alloy considered in the study [94].

## 3. Results

Life cycle inventories shown in Section 2.4 were used to establish the different life cycle assessments and to calculate the environmental impact of the magnesium alloys analyzed. Due to the fact that alloy compositions were given by the standards as a range with a maximum and minimum content of each alloying element, the balanced environmental impact values will be analyzed first, followed by a sensitivity analysis to assess the maximum and minimum environmental impacts of magnesium alloys.

### *3.1. Analysis of the Balanced Environmental Impact of the Magnesium Alloys*

Balanced environmental impact values, according to material inputs shown in Table 3, were calculated. Figures 2 and 3 present the results obtained according to the ReCiPe 2016 methodology and the IPCC 2013 methodology in points per kilograms (Pt/kg) of $CO_2$ equivalent per kilogram (kg $CO_2$ eq./kg), respectively.

From this data, it can be seen that, by far, the most significant environmental impact according to both methodologies was produced by the 3.5251 magnesium alloy, with 4.853 Pt/kg and 55.427 kg $CO_2$ eq./kg, followed by the 3.5250 magnesium alloy with 4.221 Pt/kg and 51.954 kg $CO_2$ eq./kg. The lowest environmental impact was produced by 3.5216 conforming to both methodologies, with 3.046 Pt/kg and 43.439 kg $CO_2$ eq./kg.

Silver was the alloying element with the highest environmental impact, followed by nickel and copper according to the ReCiPe 2016 methodology and lithium for the IPCC 2013 methodology. Aluminum was present in a reasonably high proportion in some of the alloys studied (around 2.1% and 9%). Aluminum presented an environmental impact considerably lower than that of magnesium. For this reason, the use of aluminum in magnesium alloys can reduce their total environmental impact. This was the case of alloys 3.5215, 3.5216, and 3.5217, which presented an aluminum content between 7.2% and 10%. These alloys, which presented the lowest environmental impact, are general-purpose casting alloys with good mechanical properties. The alloys 3.5220, 3.5221, and 3.5222 contained aluminum, but in a smaller proportion, and had other alloying elements such as manganese. This meant a slight increase in the environmental impact, but also good ductility and toughness, and they may be used for high-pressure die casting. In general, Mg-Al series alloys have interesting applications in aerospace and automobile sectors due to their advantages of low density, high specific strength, and excellent dimensional stability [95]. However, bauxite and aluminum are still considered as critical raw materials for the European Union, despite having considerably less impact, due to their high supply risk. Although certain aspects related to the use of resources are included in environmental impact calculation, the criticality and socio-economic implication are not directly a part of the LCA. The interrelation between environmental impact and criticality are currently discussed among the scientific communities [96].

The alloys 3.5225, 3.5226, 3.5232, 3.5246, and 3.5247 have better creep properties up to 150 °C. Among all of them, 3.5246 alloy presented the lowest impact. The addition of silver in 3.5251 and 3.5250 alloys improve the creep properties even more up to 250 °C and 200 °C, respectively. Nevertheless, it represented a significant increase in environmental impact.

The alloy 3.5251 presented the highest environmental impact. Silver significantly contributed to this impact, not so much for its percentage, but for presenting a high environmental impact. As it can be seen from Figure 4, magnesium content represented 94.25% of the total weight, contributing to the environmental impact with 64.62% for the ReCiPe 2016 methodology and with 80.81% for the IPCC 2013 methodology. Concerning silver, the magnesium alloy contained only 2.50% of the total weight,

but its impact represented 34.78% for the ReCiPe 2016 methodology and 18.21% for the IPCC 2013 methodology. Silver addition is used for increasing yield stress and ultimate strength [97], enhancing age-hardening response, and improving plastic formability [98]. In addition, silver can also improve antibacterial properties, turning it into an interesting alloying element for biomedical applications [89].

Some magnesium alloys, such as 3.5261, AZ21A, and M1A alloys, present good corrosion resistance. All of them had a moderate environmental impact, although alloy 3.5261 was the one with the lowest environmental impact. Other alloys, such as 3.5232, 3.5247, 3.5251, 3.5250, 3.5260, and M1A, present properties that allow their weldability. Among all of them, 3.5232, 3.5247, and 3.5260 were a better option from an environmental point of view.

The EcoInvent AZ91 magnesium alloy dataset produced the lowest environmental impact of all the magnesium alloys studied. This demonstrated that the AZ91 dataset provided by EcoInvent would show lower environmental impacts for all the studied alloys and, therefore, should be carefully used as a proxy if the presence of magnesium alloys is relevant. The AZ91 magnesium alloy contained 9.1% of aluminum and small amounts of zinc and manganese and had a relatively low environmental impact in both methodologies, compared with other alloying elements.

Of all the magnesium alloys included in the study, the environmental impact was within the range of 4.853 Pt/kg of 3.5251 magnesium alloy to 3.046 Pt/kg of 3.5216 magnesium alloy, which meant a variation of 59.3% as specified by the ReCiPe 2016 methodology. These same results, for the IPCC 2013 methodology, showed an environmental impact within the range of 55.426 kg $CO_2$ eq./kg to 43.439 kg/$CO_2$ eq./kg, which meant a variation of 27.6%.

Figures 5 and 6 show the variation of the results obtained for the magnesium alloys studied, concerning the value obtained from the EcoInvent AZ91 magnesium alloy. As observed, 3.5251 and 3.5250 alloys, which included silver as an alloying element, showed a variation of 59.6% and 38.8%, respectively, for the ReCiPe 2016 methodology and 27.7% and 19.7%, respectively, for the IPCC 2013 methodology. The rest of the magnesium alloys showed a variation of no more than 8.8% for the ReCiPe 2016 methodology and 7.7% for the IPCC 2013 methodology.

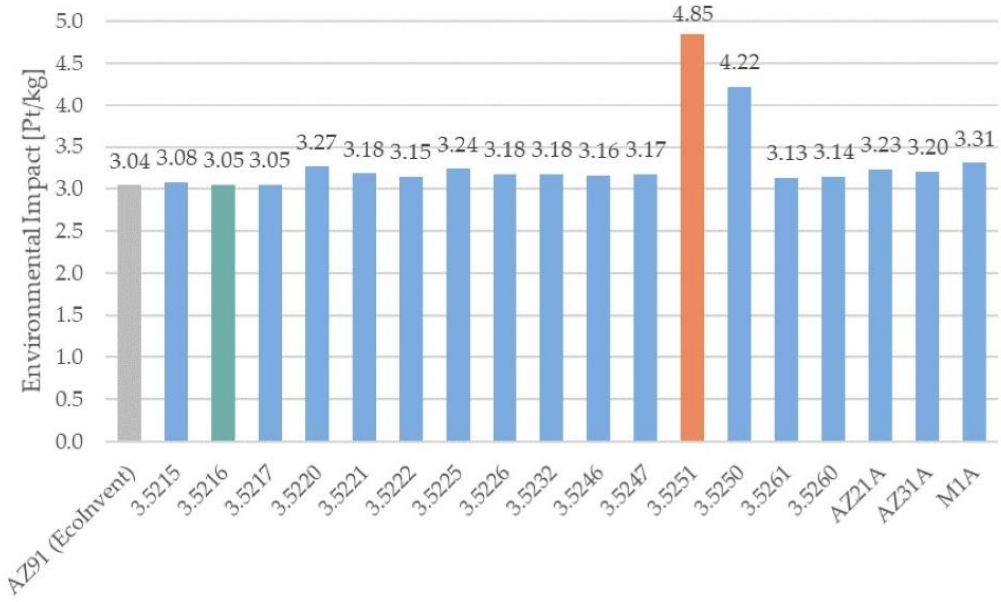



**Figure 2.** Environmental impact of 1 kg of magnesium alloy, ReCiPe 2016 methodology (Pt/kg).

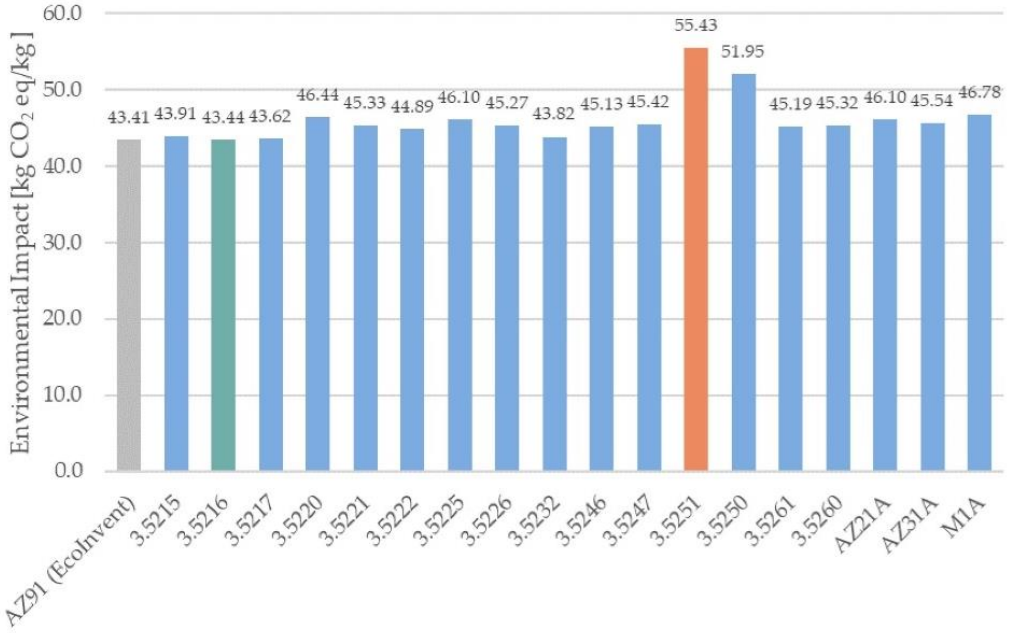



**Figure 3.** Environmental impact of 1 kg of magnesium alloy, IPCC 2013 methodology (kg $CO_2$ eq./kg).

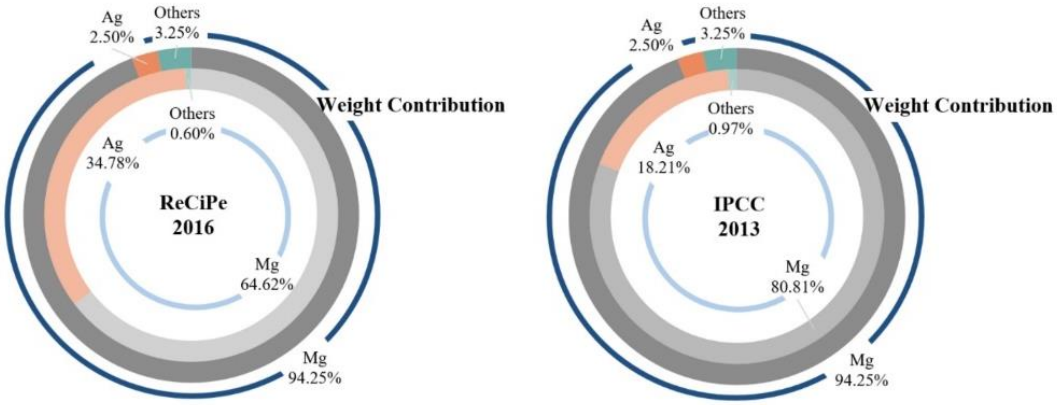



**Figure 4.** Weight and environmental contribution in alloy 3.5251 according to (**a**) ReCiPe 2016 methodology and (**b**) IPCC 2013 methodology.

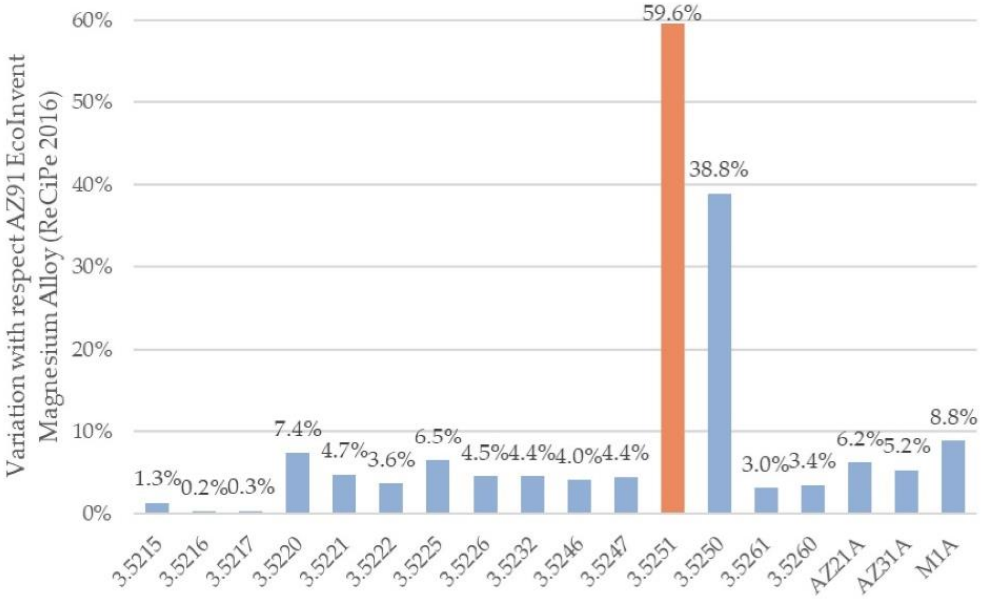



**Figure 5.** Variation with respect to the AZ91 EcoInvent magnesium alloy (ReCiPe 2016).

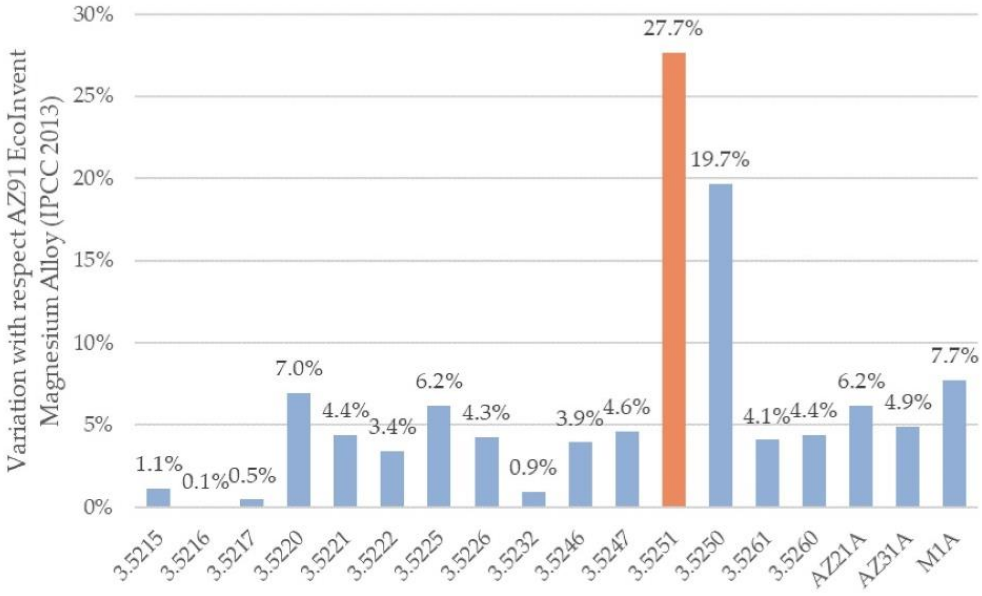



**Figure 6.** Variation with respect to the AZ91 EcoInvent magnesium alloy (IPCC 2013).

### 3.2. *Analysis of the Maximum and Minimum Environmental Impacts of the Magnesium Alloys*

Once the balanced composition environmental impacts were calculated, the minimum and maximum composition impacts could be obtained. As explained in Section 2.3.6, the composition is given by the standard as a range with a maximum and minimum content of each alloying element. With respect to the sensitivity analysis, it was necessary to develop two additional compositions that will lead the maximum and minimum environmental impacts of the magnesium alloys studied. Tables 4 and 5 show the compositions that led to maximum (Max.) and minimum (Min.) environmental impacts, according to the ReCiPe 2016 methodology and IPCC 2013 methodology, respectively.

**Table 4.** Material compositions for minimum and maximum impacts (%) for 1 kg of magnesium alloy, ReCiPe 2016 methodology.

| Alloy | Impact | Alloying Elements [1] | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Ca | Zr | Fe | Al | Zn | Si | RE | Y | Mn | Li | Mg | Cu | Ni | Ag |
| 3.5215 | Min. | - | - | 0.004 | 8.50 | 0.90 | 0.05 | - | - | 1.00 | - | 89.546 | - | - | - |
| | Max. | - | - | - | 7.20 | 0.45 | - | - | - | 0.17 | - | 92.154 | 0.025 | 0.001 | - |
| 3.5216 | Min. | - | - | 0.004 | 9.50 | 0.90 | 0.05 | - | - | 1.00 | - | 88.546 | - | - | - |
| | Max. | - | - | - | 8.50 | 0.45 | - | - | - | 0.17 | - | 90.854 | 0.025 | 0.001 | - |
| 3.5217 | Min. | - | - | 0.03 | 10.00 | 1.00 | 0.30 | - | - | - | - | 88.67 | - | - | - |
| | Max. | - | - | - | 8.00 | 0.30 | - | - | - | - | - | 91.490 | 0.20 | 0.01 | - |
| 3.5220 | Min. | - | - | 0.004 | 2.50 | 0.20 | 0.05 | - | - | 1.00 | - | 96.246 | - | - | - |
| | Max. | - | - | - | 1.70 | - | - | - | - | 0.35 | - | 97.941 | 0.008 | 0.001 | - |
| 3.5221 | Min. | - | - | 0.004 | 5.30 | 0.20 | 0.05 | - | - | 1.00 | - | 93.446 | - | - | - |
| | Max. | - | - | - | 4.50 | - | - | - | - | 0.27 | - | 95.221 | 0.008 | 0.001 | - |
| 3.5222 | Min. | - | - | 0.004 | 6.40 | 0.20 | 0.05 | - | - | 1.00 | - | 92.346 | - | - | - |
| | Max. | - | - | - | 5.60 | - | - | - | - | 0.23 | - | 94.161 | 0.008 | 0.001 | - |
| 3.5225 | Min. | - | - | 0.004 | 2.50 | 0.20 | 1.20 | - | - | 1.00 | - | 95.096 | - | - | - |
| | Max. | - | - | - | 1.90 | - | 0.70 | - | - | 0.20 | - | 97.191 | 0.008 | 0.001 | - |
| 3.5226 | Min. | - | - | 0.004 | 4.80 | 0.20 | 1.20 | - | - | 1.00 | - | 92.796 | - | - | - |
| | Max. | - | - | - | 3.70 | - | 0.70 | - | - | 0.20 | - | 95.391 | 0.008 | 0.001 | - |
| 3.5232 | Min. | - | - | - | - | 6.50 | - | - | - | 0.75 | - | 90.350 | 2.40 | - | - |
| | Max. | - | - | - | - | 5.50 | - | - | - | 0.25 | - | 91.240 | 3.00 | 0.01 | - |
| 3.5246 | Min. | - | 1.00 | 0.05 | - | 5.00 | 0.20 | 1.75 | - | 0.15 | - | 91.850 | - | - | - |
| | Max. | - | 0.10 | - | - | 3.50 | - | 1.00 | - | - | - | 95.365 | 0.03 | 0.005 | - |
| 3.5247 | Min. | - | 1.00 | 0.01 | - | 3.00 | 0.01 | 4.00 | - | 0.15 | - | 91.830 | - | - | - |
| | Max. | - | 0.10 | - | - | 2.00 | - | 2.40 | - | - | - | 95.465 | 0.03 | 0.005 | - |
| 3.5251 | Min. | - | 1.00 | 0.01 | - | 0.20 | 0.01 | 3.00 | - | 0.15 | - | 93.630 | - | - | 2.00 |
| | Max. | - | 0.10 | - | - | - | - | 2.00 | - | - | - | 94.865 | 0.03 | 0.005 | 3.00 |
| 3.5250 | Min. | - | 1.00 | 0.01 | - | 0.20 | 0.01 | 3.00 | - | 0.15 | - | 94.280 | 0.05 | - | 1.30 |
| | Max. | - | 0.10 | - | - | - | - | 1.50 | - | - | - | 96.595 | 0.10 | 0.005 | 1.70 |
| 3.5261 | Min. | - | 1.00 | 0.01 | - | 0.20 | 0.01 | 4.00 | 5.500 | 0.15 | 0.20 | 88.930 | - | - | - |
| | Max. | - | 0.10 | - | - | - | - | 1.50 | 4.750 | - | - | 93.615 | 0.03 | 0.005 | - |
| 3.5260 | Min. | - | 1.00 | 0.01 | - | 0.20 | 0.01 | 4.40 | 4.300 | 0.15 | 0.20 | 89.730 | - | - | - |
| | Max. | - | 0.10 | - | - | - | - | 2.40 | 3.700 | - | - | 93.765 | 0.03 | 0.005 | - |
| AZ21A | Min. | 0.250 | - | 0.005 | 0.150 | 1.600 | 2.500 | - | - | 0.050 | - | 95.445 | - | - | - |
| | Max. | 0.100 | - | - | - | 0.800 | 1.600 | 0.050 | 0.002 | - | - | 97.448 | - | - | - |
| AZ31A | Min. | 0.300 | - | 0.005 | 1.000 | 1.400 | 3.500 | - | - | 0.300 | - | 93.495 | - | - | - |
| | Max. | - | - | - | 0.200 | 0.600 | 2.500 | 0.050 | 0.005 | - | - | 96.645 | - | - | - |
| M1A | Min. | 0.300 | - | - | 2.000 | - | - | - | - | 0.100 | - | 97.600 | - | - | - |
| | Max. | - | - | - | 1.200 | - | - | 0.050 | 0.010 | - | - | 98.740 | - | - | - |

[1] Alloying elements ordered from the least to greatest environmental impact, according to ReCiPe 2016 methodology.

Table 6 shows the maximum and minimum environmental impacts obtained from the magnesium alloys included in this study, according to the ReCiPe 2016 and IPCC 2013 methodologies.

The comparison between the maximum and the minimum environmental impacts showed an uncertainty between ±0.54% and ±7.20% for the ReCiPe 2016 methodology and between ±0.73% and ±3.94% for the IPCC 2013 methodology. The major difference was again noted in the 3.5251 magnesium alloy, obtaining an uncertainty from 4.503 Pt/kg to 5.202 Pt/kg according to the ReCiPe 2016 methodology and from 53.239 kg $CO_2$ eq./kg to 57.613 kg $CO_2$ eq./kg for the IPCC 2013 methodology. On the contrary, the 3.5220 magnesium alloy presented the smallest uncertainty of ±0.54% according to the ReCiPe 2016 methodology and ±0.73% for the IPCC 2013 methodology.

**Table 5.** Material compositions for minimum and maximum impacts (%) for 1 kg of magnesium alloy, IPCC 2013 methodology.

| Alloy | Impact | Alloying Elements [1] | | | | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | | Zr | Ca | Fe | Mn | Zn | Al | Cu | Ni | Si | Y | RE | Mg | Li | Ag |
| 3.5215 | Min. | - | - | 0.004 | 1.00 | 0.90 | 8.50 | 0.025 | 0.001 | 0.05 | - | - | 89.520 | - | - |
| | Max. | - | - | - | 0.17 | 0.45 | 7.20 | - | - | - | - | - | 92.180 | - | - |
| 3.5216 | Min. | - | - | 0.004 | 1.00 | 0.90 | 9.50 | 0.025 | 0.001 | 0.05 | - | - | 88.520 | - | - |
| | Max. | - | - | - | 0.17 | 0.45 | 8.50 | - | - | - | - | - | 90.880 | - | - |
| 3.5217 | Min. | - | - | 0.030 | - | 1.00 | 10.00 | 0.20 | 0.01 | 0.30 | - | - | 88.460 | - | - |
| | Max. | - | - | - | - | 0.30 | 8.00 | - | - | - | - | - | 91.700 | - | - |
| 3.5220 | Min. | - | - | 0.004 | 1.00 | 0.20 | 2.50 | 0.008 | 0.001 | 0.05 | - | - | 96.237 | - | - |
| | Max. | - | - | - | 0.35 | - | 1.70 | - | - | - | - | - | 97.950 | - | - |
| 3.5221 | Min. | - | - | 0.004 | 1.00 | 0.20 | 5.30 | 0.008 | 0.001 | 0.05 | - | - | 93.437 | - | - |
| | Max. | - | - | - | 0.270 | - | 4.50 | - | - | - | - | - | 95.230 | - | - |
| 3.5222 | Min. | - | - | 0.004 | 1.00 | 0.20 | 6.40 | 0.008 | 0.001 | 0.05 | - | - | 92.337 | - | - |
| | Max. | - | - | - | 0.23 | - | 5.60 | - | - | - | - | - | 94.170 | - | - |
| 3.5225 | Min. | - | - | 0.004 | 1.00 | 0.20 | 2.50 | 0.008 | 0.001 | 1.20 | - | - | 95.087 | - | - |
| | Max. | - | - | - | 0.20 | - | 1.90 | - | - | 0.70 | - | - | 97.200 | - | - |
| 3.5226 | Min. | - | - | 0.004 | 1.00 | 0.20 | 4.80 | 0.008 | 0.001 | 1.20 | - | - | 92.787 | - | - |
| | Max. | - | - | - | 0.20 | - | 3.70 | - | - | 0.70 | - | - | 95.400 | - | - |
| 3.5232 | Min. | - | - | - | 0.75 | 6.50 | - | 3.00 | 0.01 | - | - | - | 89.740 | - | - |
| | Max. | - | - | - | 0.25 | 5.50 | - | 2.40 | - | - | - | - | 91.850 | - | - |
| 3.5246 | Min. | 1.00 | - | 0.05 | 0.15 | 5.00 | - | 0.03 | 0.005 | 0.20 | - | 1.75 | 91.815 | - | - |
| | Max. | 0.10 | - | - | - | 3.50 | - | - | - | - | - | 1.00 | 95.400 | - | - |
| 3.5247 | Min. | 1.00 | - | 0.01 | 0.15 | 3.00 | - | 0.03 | 0.005 | 0.01 | - | 4.00 | 91.795 | - | - |
| | Max. | 0.10 | - | - | - | 2.00 | - | - | - | - | - | 2.40 | 95.500 | - | - |
| 3.5251 | Min. | 1.00 | - | 0.01 | 0.15 | 0.20 | - | 0.03 | 0.005 | 0.01 | - | 3.00 | 93.595 | - | 2.00 |
| | Max. | 0.10 | - | - | - | - | - | - | - | - | - | 2.00 | 94.900 | - | 3.00 |
| 3.5250 | Min. | 1.00 | - | 0.01 | 0.15 | 0.20 | - | 0.10 | 0.005 | 0.01 | - | 3.00 | 94.225 | - | 1.30 |
| | Max. | 0.10 | - | - | - | - | - | 0.05 | - | - | - | 1.55 | 96.650 | - | 1.70 |
| 3.5261 | Min. | 1.00 | - | 0.01 | 0.15 | 0.20 | - | 0.03 | 0.005 | 0.01 | 5.50 | 4.00 | 89.095 | - | - |
| | Max. | 0.10 | - | - | - | - | - | - | - | - | 4.75 | 1.50 | 93.450 | 0.20 | - |
| 3.5260 | Min. | 1.00 | - | 0.01 | 0.15 | 0.20 | - | 0.03 | 0.005 | 0.01 | 4.30 | 4.40 | 89.895 | - | - |
| | Max. | 0.10 | - | - | - | - | - | - | - | - | 3.70 | 2.40 | 93.600 | 0.20 | - |
| AZ21A | Min. | - | 0.250 | 0.005 | 0.150 | 1.600 | 2.500 | 0.050 | 0.002 | 0.050 | - | - | 95.393 | - | - |
| | Max. | - | 0.100 | - | - | 0.800 | 1.600 | - | - | - | - | - | 97.500 | - | - |
| AZ31A | Min. | - | 0.300 | 0.005 | 1.000 | 1.400 | 3.500 | 0.050 | 0.005 | 0.300 | - | - | 93.440 | - | - |
| | Max. | - | - | - | 0.200 | 0.600 | 2.500 | - | - | - | - | - | 96.700 | - | - |
| M1A | Min. | - | 0.300 | - | 2.000 | - | - | 0.050 | 0.010 | 0.100 | - | - | 97.540 | - | - |
| | Max. | - | - | - | 1.200 | - | - | - | - | - | - | - | 98.800 | - | - |

[1] Alloying elements ordered from the least to greatest environmental impact, according to IPCC 2013 methodology.

**Table 6.** Maximum and minimum environmental impacts for 1 kg of magnesium alloy, according to the ReCiPe 2016 and IPCC 2013 methodologies.

| | ReCiPe 2016 (Pt/kg) | | | IPCC 2013 (kg $CO_2$ eq./kg) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Designation** | **Min.** | **Max.** | **Variation** | **Min.** | **Max.** | **Variation** |
| 3.5216 | 3.020 | 3.072 | ±0.85% | 42.943 | 43.936 | ±1.14% |
| 3.5217 | 3.004 | 3.094 | ±1.48% | 42.964 | 44.277 | ±1.51% |
| 3.5220 | 3.247 | 3.284 | ±0.57% | 46.086 | 46.805 | ±0.77% |
| 3.5221 | 3.164 | 3.202 | ±0.60% | 44.950 | 45.705 | ±0.83% |
| 3.5222 | 3.132 | 3.170 | ±0.61% | 44.505 | 45.277 | ±0.86% |
| 3.5225 | 3.214 | 3.260 | ±0.70% | 45.668 | 46.536 | ±0.94% |

**Table 6.** *Cont.*

| | ReCiPe 2016 (Pt/kg) | | | IPCC 2013 (kg $CO_2$ eq./kg) | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **Designation** | **Min.** | **Max.** | **Variation** | **Min.** | **Max.** | **Variation** |
| 3.5226 | 3.146 | 3.206 | ±0.95% | 44.736 | 45.806 | ±1.18% |
| 3.5232 | 3.157 | 3.194 | ±0.58% | 43.373 | 44.258 | ±1.01% |
| 3.5246 | 3.114 | 3.212 | ±1.56% | 44.412 | 45.842 | ±1.59% |
| 3.5247 | 3.125 | 3.222 | ±1.53% | 44.744 | 46.104 | ±1.50% |
| 3.5251 | 4.503 | 5.202 | ±7.20% | 53.239 | 57.613 | ±3.94% |
| 3.5250 | 4.057 | 4.385 | ±3.88% | 50.751 | 53.157 | ±2.32% |
| 3.5261 | 3.075 | 3.190 | ±1.83% | 44.458 | 45.926 | ±1.62% |
| 3.5260 | 3.094 | 3.193 | ±1.58% | 44.673 | 45.966 | ±1.43% |
| AZ21A | 3.195 | 3.260 | ±1.00% | 45.623 | 46.568 | ±1.03% |
| AZ31A | 3.152 | 3.245 | ±1.45% | 44.794 | 46.291 | ±1.65% |
| M1A | 3.291 | 3.327 | ±0.54% | 46.437 | 47.119 | ±0.73% |

### *3.3. Critical Raw Material Content of Magnesium Alloys*

Table 7 shows the content of CRMs of the different magnesium alloys included in the study. As expected, CRM content was high, because magnesium, the base element of magnesium alloys, is considered as critical. CRM content varied from 89.72% to 98.22%. The results of this quantification indicated that a higher content in alloying elements, other than lithium, silicon, and rare earth elements, contributes to reducing the use of critical raw materials.

**Table 7.** Critical raw material (CRM) content (%).

| **Designation** | **CRM Content** | **Designation** | **CRM Content** |
|---|---|---|---|
| AZ91 (EcoInvent) | 89.79% | 3.5246 | 95.08% |
| 3.5215 | 90.87% | 3.5247 | 96.85% |
| 3.5216 | 89.72% | 3.5251 | 96.75% |
| 3.5217 | 90.21% | 3.5250 | 97.69% |
| 3.5220 | 97.11% | 3.5261 | 94.12% |
| 3.5221 | 94.35% | 3.5260 | 95.25% |
| 3.5222 | 93.27% | AZ91A | 96.47% |
| 3.5225 | 97.09% | AZ31A | 95.22% |
| 3.5226 | 95.04% | M1A | 98.22% |
| 3.5232 | 90.79% | | |

## 4. Conclusions

Material selection is an essential area in the design and development stage of a product. In order to consider environmental concerns, assessing the environmental impacts of materials depending on their specific composition contributes to select the material that has the least adverse effect on the environment. For this purpose, this article assessed the environmental impact of magnesium alloys by considering the material composition.

The influence of the alloy composition was analyzed by means of life cycle assessment using the EcoInvent AZ91 magnesium alloy dataset as reference. In this study, eighteen magnesium alloys were assessed, whose compositions are set out in the EN 1753:2019 standard as composition ranges. For this reason, it was possible to calculate the balanced environmental impact as well as minimum and maximum environmental impacts.

The magnesium alloy 3.5251 presented the highest environmental impact with 4.853 Pt/kg and 55.427 kg $CO_2$ eq./kg, followed by 3.5250 with 4.221 Pt/kg and 51.9541 kg $CO_2$ eq./kg. Both the magnesium alloys included silver as an alloying element. The least environmental impact was produced by 3.5216 with 3.046 Pt/kg and 43.439 kg $CO_2$ eq./kg.

Silver was the alloying element with the most significant environmental impact in both methodologies, followed by nickel and copper according to the ReCiPe 2016 methodology and lithium for the IPCC 2013 methodology. A widely used alloy element in magnesium alloys is aluminum, which presented an environmental impact considerably lower than that of magnesium and, therefore, it helps to achieve alloys with lower environmental impact.

Regarding the manufacturing process, energy consumption represented no more than 1.0% of the total impact according to the ReCiPe 2016 methodology and less than 1.6% according to the IPCC 2013 methodology.

The comparison between the maximum and minimum environmental impacts showed an uncertainty between ±0.54% and ±7.20% for the ReCiPe 2016 methodology and between ±0.73% and e±3.94% for the IPCC 2013 methodology. The alloys 3.5251 and 3.5220 presented the major and minor differences, respectively.

Furthermore, critical raw materials have been of increasing interest in the European Union. Assessing critical raw material content can contribute to an efficient use of these resources. This study assessed CRM content in the magnesium alloys included in the study.

The results on the content of CRMs were high (between 89.72% and 98.22%) because magnesium is a material considered as critical and it accounted for more than 90% of the composition of the alloys included in this study.

Concerning the variation with respect to the environmental impact obtained from the EcoInvent AZ91 magnesium alloy, in general, the ReCiPe 2016 methodology showed the most significant differences. Magnesium alloys that included silver in their composition (3.5251 and 3.5250) presented considerable variations: 59.6% and 38.8%, respectively, based on the ReCiPe 2016 methodology and 27.7% and 19.7%, respectively, according to the IPCC 2013 methodology. The rest of the magnesium alloys presented variations between 0.1% and 7.7%, showing that composition should be considered to calculate the environmental impact whenever magnesium alloys are used.

However, a future research line to further improve the data, due to the iterative nature of LCA, is to contact magnesium alloy manufacturing plants in order to obtain primary consumption data.

**Author Contributions:** Conceptualization, D.E. and C.J.; data curation, I.G.G. and R.T.; formal analysis, I.G.G.; funding acquisition, C.P. and C.J.; investigation, I.G.G. and D.E.; methodology, I.G.G. and D.E.; project administration, C.P. and C.J.; resources, C.P. and C.J.; software, I.G.G. and R.T.; supervision, D.E. and C.J.; validation, C.P. and R.T.; visualization, I.G.G., D.E. and R.T.; writing—original draft, I.G.G., D.E. and C.J.; writing—review and editing, I.G.G., D.E., C.P. and R.T. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

**Funding:** The study presented in this paper was partially supported by the Spanish MINECO under Project RETO RTC-2017-5965-6, and was performed by members of the I+AITIIP (DGA-T08_17R) research group of the FEDER 2014–2020 "Building Europe from Aragón" program, recognized by the Regional Government of Aragon.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest. The funders had no role in the design of the study; in the collection, analyses, or interpretation of data; in the writing of the manuscript, or in the decision to publish the results.

## References

1. Darvish, M.; Archetti, C.; Coelho, L.C. Trade-offs between environmental and economic performance in production and inventory-routing problems. *Int. J. Prod. Econ.* **2019**, *217*, 269–280. [CrossRef]
2. Fauzi, R.T.; Lavoie, P.; Sorelli, L.; Heidari, M.D.; Amor, B. Exploring the Current Challenges and Opportunities of Life Cycle Sustainability Assessment. *Sustainability* **2019**, *11*, 636. [CrossRef]
3. Chen, Z.; Huang, L. Application review of LCA (Life Cycle Assessment) in circular economy: From the perspective of PSS (Product Service System). *Procedia Cirp.* **2019**, *83*, 201–217. [CrossRef]
4. Mesa, J.A.; Esparragoza, I.; Maury, H. Trends and Perspectives of Sustainable Product Design for Open Architecture Products: Facing the Circular Economy Model. *Int. J. Precis. Eng. Manuf. Green Technol.* **2019**, *6*, 377–391. [CrossRef]

5. Garcia-Muiña, F.E.; González-Sánchez, R.; Ferrari, A.M.; Volpi, L.; Pini, M.; Siligardi, C.; Settembre-Blundo, D. Identifiying the Equilibrium Point between Sustainability Goals and Circular Economy Practives in an Industry 4.0 Manufacturing Context Using Eco-Design. *Soc. Sci.* **2019**, *8*, 241. [CrossRef]
6. Bocken, N.M.P.; Farracho, M.; Bosworth, R.; Kemp, R. The front-end of eco-innovation for eco-innovative small and medium sized companies. *J. Eng. Technol. Manag.* **2014**, *31*, 43–57. [CrossRef]
7. Borchardt, M.; Wendt, M.H.; Pereira, G.M.; Sellitto, M.A. Redesign of a component based on ecodesign practices: Environmental impact and cost reduction achievements. *J. Clean. Prod.* **2011**, *19*, 49–57. [CrossRef]
8. Pazoki, M.; Samarghandi, H. Take-back regulation: Remanufacturing or Eco-design? *Int. J. Prod. Econ.* **2020**, *227*, 107674. [CrossRef]
9. ISO. *ISO 14006:2011, Environmental Management Systems-Guidelines for Incorporating Ecodesign*; International Organization for Standardization: Geneva, Switzerland, 2011.
10. Pigosso, D.C.A.; Ferraz, M.; Teixeira, C.E.; Rozenfeld, H. The Deployment of Product-Related Environmental Legislation into Product Requirements. *Sustainability* **2016**, *8*, 332. [CrossRef]
11. European Parliament. *Directive 2005/32/EC of the European Parliament and of the Council of 6 July 2005 Establishing a Framework for the Setting of Ecodesign Requirements for Energy-Using Products*; Official Journal of the European Union, EU Publication Office: Luxembourg, 2005.
12. European Parliament. *Directive 2009/125/EC of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 Establishing a Framework for the Setting of Ecodesign Requirements for Energy-Related Products*; Official Journal of the European Union, EU Publication Office: Luxembourg, 2009.
13. European Parliament. *Directive 2002/95/EC of the European Parliament and of the Council of 27 January 2003 on the Restriction of the Use of Certain Hazardous Substances in Electrical and Electronic Equipment*; Official Journal of the European Union, EU Publications Office: Luxembourg, 2003.
14. European Parliament. *Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 December 2006 Concerning the Registration, Evaluation, Authorization and Restriction of Chemicals (REACH), Establishing a European Chemicals Agency*; Official Journal of the European Union, Eu Publication Office: Luxembourg, 2006.
15. IEC. *IEC 62430:2019, Environmentally Conscious Design-Principles, Requirements and Guidance*; International Electrotechnical Commission: Geneva, Switzerland, 2019.
16. Schulte, J.; Hallstedt, S.I. Self-Assessment Metod for Sustainability Implementation in Product Innovation. *Sustainability* **2018**, *10*, 4336. [CrossRef]
17. Moreira de Camargo, A.; Forin, S.; Macedo, K.; Finkbeiner, M.; Martínez-Blanco, J. The implementation of organizational LCA to internally manage the environmental impacts of a broad product portfolio: An example for a cosmetics, fragances, and toiletry provider. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2019**, *24*, 104–116. [CrossRef]
18. Pinheiro, M.A.P.; Jugend, D.; Demattê Filho, L.C.; Armellini, F. Framework proposal for ecodesign integration on product portfolio management. *J. Clean. Prod.* **2018**, *185*, 176–186. [CrossRef]
19. ISO. *ISO 14001:2015, Environmental Management System-Requirements with Guidance for Use*; International Organization of Standardization: Geneva, Switzerland, 2015.
20. ISO. *ISO 9001:2015, Quality Management Systems-Requirements*; International Organization of Standardization: Geneva, Switzerland, 2015.
21. Navajas, A.; Uriarte, L.; Gandía, L.M. Application of Eco-Design and Life Cycle Assessment Standards for Environmental Impact Reduction of an Industrial Product. *Sustainability* **2017**, *9*, 1724. [CrossRef]
22. Rossi, M.; Germani, M.; Zamagni, A. Review of ecodesign methods and tools. Barriers and strategies for an effective implementation in industrial companies. *J. Clean. Prod.* **2016**, *129*, 361–373. [CrossRef]
23. ISO. *ISO 14040:2006, Enviromental Management-Life Cycle Assessment-Principles and Framework*; International Organization of Standardization: Geneva, Switzerland, 2006.
24. ISO. *ISO 14044:2006, Enviromental Management-Life Cycle Assessment-Requirements and Guidelines*; International Organization of Standardization: Geneva, Switzerland, 2006.
25. Farjana, S.H.; Huda, N.; Parvez Mahmud, M.A.; Lang, C. A global life cycle assessment of manganese mining processes based on EcoInvent database. *Sci. Total Environ.* **2019**, *688*, 1102–1111. [CrossRef]
26. Ji, C.; Ma, X.; Zhai, Y.; Zhang, R.; Shen, X.; Zhang, T.; Hong, J. Environmental impact assessment of galvanized sheet production: A case study in Shandong Province, China. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2020**, *25*, 760–770. [CrossRef]

27. Baldowska-Witos, P.; Kruszelnicka, W.; Kasner, R.; Tomporowski, A.; Flizikowski, J.; Klos, Z.; Piotrowska, K.; Markowska, K. Application of LCA Method Assessment of Environmental Impacts of a Polylactide (PLA) Bottle Shaping. *Polymers* **2020**, *12*, 388. [CrossRef]
28. Yang, J.; Gu, F.; Guo, J.; Chen, B. Comparative Life Cycle Assessment of Mobile Power Banks with Lithium-Ion Battery and Lithium-Ion Polymer Battery. *Sustainability* **2019**, *11*, 5148. [CrossRef]
29. Heidari, M.R.; Heravi, G.; Nezhadpour Esmaeeli, A. Integrating life-cycle assessment and life-cycle cost analysis to select sustainable pavement: A probabilistic model using managerial flexibilities. *J. Clean. Prod.* **2020**, *254*, 120046. [CrossRef]
30. Lozano-Miralles, J.A.; Hermoso-Orzáez, M.J.; Gago-Calderón, A.; Brito, P. LCA Case Study to LED Outdoor Luminaries as a Circular Economy Solution to Local Scale. *Sustainability* **2020**, *12*, 190. [CrossRef]
31. Hoang, T.T.L.; Do, T.G.; Nguyen, V.T.; Nguyen, H.C.; Phan, H.K. Environmental Impacts of Photoluminescence and Light-Emitting Diode (LED) Lighting Technologies in Horticulture: Case Study on Compact Fluorescent Lamp (CFL) and LED Lights for "Night Break" of Chrysanthemum Cultivation. *Sustainability* **2020**, *12*, 7969. [CrossRef]
32. Muteri, V.; Cellura, M.; Curto, D.; Franzitta, V.; Longo, S.; Mistretta, M.; Parisi, M.L. Review on Life Cycle Assessment of Solar Photovoltaic Panels. *Energies* **2020**, *13*, 252. [CrossRef]
33. Dolganova, I.; Bosch, F.; Bach, V.; Baitz, M.; Finkbeiner, M. Life cycle assessment of ferro niobium. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2020**, *25*, 611–619. [CrossRef]
34. Gediga, J.; Morfino, A.; Finkbeiner, M.; Schulz, M.; Harlow, K. Life cycle assessment of zircon sand. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2019**, *24*, 1976–1984. [CrossRef]
35. Hong, J.; Chen, Y.; Liu, J.; Ma, X.; Qi, C.; Ye, L. Life cycle assessment of copper production: A case study in China. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2018**, *23*, 1814–1824. [CrossRef]
36. Westfall, L.A.; Davourie, J.; Ali, M.; McGough, D. Cradle-to-gate life cycle assessment of global manganese alloy production. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2016**, *21*, 1573–1579. [CrossRef]
37. Khoo, H.H.; Isoni, V.; Sharratt, P.N. LCI data selection criteria for a multidisciplinary research team: LCA applied to solvents and chemicals. *Sustain. Prod. Consum.* **2018**, *16*, 68–87. [CrossRef]
38. Pham, A.-D.; Nguyen, Q.T.; Luong, D.L.; Truong, Q.C. The Development of a Decision Support Model for Eco-Friendly Material Selection in Vietnam. *Sustainability* **2020**, *12*, 2769. [CrossRef]
39. Branowski, B.; Zablocki, M.; Sydor, M. The Material Indices Method in the Sustainable Engineering Design Process: A Review. *Sustainability* **2019**, *11*, 5465. [CrossRef]
40. Mousavi-Nasab, S.H.; Sotoudeh-Anvari, A. A new multi-criteria decision making approach for sustainable material selection problem: A critical study of rank reversal problem. *J. Clean. Prod.* **2018**, *182*, 466–484. [CrossRef]
41. Calado, E.A.; Leire, M.; Silva, A. Selecting composite materials considering cost and environmental impact in the early phases of aircraft structure design. *J. Clean. Prod.* **2018**, *186*, 113–122. [CrossRef]
42. Ribeiro, I.; Peças, P.; Henriques, E. A life cycle framework to support materials selections for Ecodesign: A case study on biodegradable polymers. *Mater. Des.* **2013**, *51*, 300–308. [CrossRef]
43. Casanovas-Rubio, M.M.; Armengou, J. Decision-making tool for the optimal selection of a domestic water-heating system considering economic, environmental and social criteria: Application to Barcelona (Spain). *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2018**, *91*, 741–753. [CrossRef]
44. Liu, Y.; Cai, S. Gradients of Strain to Increase Strength and Ductility of Magnesium Alloys. *Metals* **2019**, *9*, 1028. [CrossRef]
45. Cai, Z.; Che, C.; Chang, R.; Cheng, L.; Chen, Q. Study on the Constitutive Behavior and Hot Deformation Characteristic of Mg-4Sm-2Zn-0.5 Zr Alloy. *Int. J. Precis. Eng. Manuf.* **2019**, *20*, 407–415. [CrossRef]
46. Merson, D.; Brilevsky, A.; Myagkikh, P.; Tarkova, A.; Prokhorikhin, A.; Krevton, E.; Frolova, T.; Vinogradov, A. The Functional Properties of Mg-Zn-X Biodegradable Magnesium Alloys. *Materials* **2020**, *13*, 544. [CrossRef]
47. Zhan, W.; Tian, F.; Ou-Yang, G.; Gui, B. Effects of Nickel Additive on Micro-Arc Oxidation Coating of AZ63B Magnesium Alloy. *Int. J. Precis. Eng. Manuf.* **2018**, *19*, 1081–1087. [CrossRef]
48. Tkacz, J.; Slouková, K.; Minda, J.; Drábiková, J.; Fintová, S.; Doležal, P.; Wasserbauer, J. Influence of the Composition of the Hank's Balanced Salt Solution on the Corrosion Behavior of AZ31 and AZ61 Magnesium Alloys. *Metals* **2017**, *7*, 465. [CrossRef]

49. Pflieger, J.; Fischer, M.; Stichling, J.; Eyerer, P. Chapter 149—Magnesium in Automotive Lightweight Design under Life Cycle Aspects. In *Magnesium: Proceeding of the 6th International Conference Magnesium Alloys and their Applications*, 1st ed.; Kainer, K.U., Ed.; Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA: Weinheim, Germany, 2004; pp. 962–967.
50. Türe, Y.; Türe, C. An assessment of using Aluminum and Magnesium on CO2 emission in European passenger cars. *J. Clean. Prod.* **2020**, *247*, 119120. [CrossRef]
51. Klemenc, J.; Seruga, D.; Nagode, M. A Durability Prediction for the Magnesium Alloy AZ31 based on Plastic and Total Energy. *Metals* **2019**, *9*, 973. [CrossRef]
52. Morimoto, S.; Cheng, Y.; Mizukoshi, N.; Tahara, K. Methodological Study of Evaluating Future Lightweight Vehicle Scenarios and CO2 Reduction Based on Life Cycle Assessment. *Sustainability* **2020**, *12*, 5713. [CrossRef]
53. Kawajari, K.; Kobayashi, M.; Sakamoto, K. Lightweight materials equal lightweight greenhouse gas emissions? A historical analysis of greenhouse gases of vehicle material susbtitution. *J. Clean. Prod.* **2020**, *253*, 119805. [CrossRef]
54. Hottle, T.; Caffrey, C.; McDonald, J.; Dodder, R. Critical factors affecting life cycle assessments of material choice for vehicle mass reduction. *Transp. Res. Part. D* **2017**, *56*, 241–257. [CrossRef] [PubMed]
55. Cecchel, S.; Chindamo, D.; Collota, M.; Cornacchia, G.; Panvini, A.; Tomasoni, G.; Gadola, M. Lightweighting in light commercial vehicles: Cradle-to-grave life cycle assessment of a safety-relevant component. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2018**, *23*, 2043–2054. [CrossRef]
56. Raugei, M.; Morrey, D.; Hutchinson, A.; Winfield, P. A coherent life cycle assessment of a range of lightweighting strategies for compact vehicles. *J. Clean. Prod.* **2015**, *108*, 1168–1176. [CrossRef]
57. Koffler, C.; Rohde-Brandenburger, K. On the calculation of fuel savings through lightweight design in automotive life cycle assessments. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2010**, *15*, 128. [CrossRef]
58. Chang, G.; Zhou, T.; Zhou, H.; Zhang, P.; Ma, S.; Zhi, B.; Wang, S. Effect of Composition on the Mechanical Properties and Wear Resistance of Low and Medium Carbon Steels with a Biomimetic Non-Smooth Surface Processed by Laser Remelting. *Metals* **2020**, *10*, 37. [CrossRef]
59. Dargusch, M.S.; Pettersen, K.; Nogita, K.; Nave, M.D. The Effect of Aluminium Content on the Mechanical Properties and Microstructure of Die Cast Binary Magnesium-Aluminium Alloys. *Mater. Trans.* **2006**, *47*, 977–982. [CrossRef]
60. She, J.; Pan, F.S.; Guo, W.; Tang, A.T.; Gao, Z.Y.; Luo, S.Q.; Song, K.; Yu, Z.W.; Rashad, M. Effect of high Mn content on development of ultra-fine grain extruded Magnesium alloy. *Mater. Des.* **2016**, *90*, 7–12. [CrossRef]
61. Jaschik, C.; Haferkamp, H.; Niemeyer, M. New Magnesium Wrought Alloys. In *Magnesium Alloys and their Applications*; Kainer, K.U., Ed.; Wiley-VCH: Weinheim, Germany, 2006; pp. 41–46.
62. Dobatkin, S.; Martynenko, N.; Anisimova, N.; Kiselevskiy, M.; Prosvirnin, D.; Terentiev, V.; Yurchenko, N.; Salishchev, G.; Estrin, Y. Mechanical Properties, Biodegradation, and Biocompatibility of Ultrafine Grained Magnesium Alloy WE43. *Materials* **2019**, *12*, 3627. [CrossRef]
63. Deng, H.; Kensall, A. Life cycle assessment with primary data on heavy rare earcth oxides from ion-adsorption clays. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2019**, *24*, 1643–1652. [CrossRef]
64. Ferro, P.; Bonollo, F. Materials selection in a critical raw materials perspective. *Mater. Des.* **2019**, *177*, 107848. [CrossRef]
65. Amato, A.; Becci, A.; Mariani, P.; Carducci, F.; Ruello, M.L.; Monosi, S.; Giosuè, C.; Beolchini, F. End-of-Life Liquid Crystal Display Recovery: Toward a Zero-Waste Approach. *Appl. Sci.* **2019**, *9*, 2985. [CrossRef]
66. European Commission. *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*; European Union: Brussels, Belgium, 2011.
67. European Commission. *Study on the EU's List of Critical Raw Materials—Final Report*; Publications Office of the European Union: Luxembourg, 2020.
68. Schrikvers, D.; Hool, A.; Blengini, G.A.; Chen, W.Q.; Dewulf, J.; Eggert, R.; van Ellen, L.; Gauss, R.; Goddin, J.; Habib, K.; et al. A review of methods and data to determine raw material criticality. *Resour. Conserv. Recycl.* **2020**, *155*, 104617. [CrossRef]
69. Glöser-Chahoud, S.; Tercero Espinoza, L.; Walz, R.; Faulstich, M. Material Criticality: An Indicator Based Analysis for Germany and Japan. *Resources* **2016**, *5*, 45. [CrossRef]
70. Mancini, L.; Benini, L.; Sala, S. Characterization of raw materials based on supply risk indicators for Europe. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2018**, *23*, 726–738. [CrossRef]

71. Godoy León, M.F.; Dewulf, J. Data quality assessment framework for critical raw materials. The case of cobalt. *Resour. Conserv. Recycl.* **2020**, *157*, 104564. [CrossRef]
72. Cusack, P.B.; Courtney, R.; Healy, M.G.; O'Donoghue, L.M.T.; Ujaczki, E. An evaluation of the general composition and critial raw material content of bauxite residue in a storage area over a twelve-year period. *J. Clean. Prod.* **2019**, *208*, 393–401. [CrossRef]
73. CEN-CENELEC. *EN 45558 General Method to Declare the Use of Critical Raw Materials in Energy-Related Prodcuts*; CEN-CENELEC: Brusssels, Belgium, 2019.
74. Hoy-Petersen, N.; Aune, T.; Vralstad, K.; Oymo, A.D.; Haygerod, T.; Skane, O. Magnesium. In *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*; Elvers, B., Hawkins, S., Schulz, G., Eds.; Wiley-VCH: Weinheim, Germany, 1999; Volume 3, p. 559.
75. Klaumünzer, D.; Hernandez, J.V.; Yi, S.; Letzig, D.; Kim, S.; Joong Kim, J.; Hong Seo, M.; Ahn, K. Magnesium Process and Alloy Development for Applications in the Automotive Industry. In *Magnesium Technology*; Springer: Cham, Switzerland, 2019; pp. 15–20.
76. Estonian Centre for Standardisation. *EVS-EN 1753:2019, Magnesium and Magnesium Alloys—Magnesium Alloy Ingots and Castings*; Estonian Centre for Standardisation: Tallinn, Estonia, 2019.
77. ASTM. *ASTM B275-05, Standard Practice for Codification of Certain Nonferrous Metals and Alloys, Cast and Wrought*; ASTM International: West Conshohocken, PA, USA, 2009.
78. Bohlen, J.; Mayer, S.; Wiese, B.; Luthringer-Feyerabend, B.J.C.; Willumeit-Römer, R.; Letzig, D. Alloying and Processing Effects on the Microstructure Mechanical Properties, and Degradation Behavior of Extruded Magnesium Alloys Containing Calcium, Cerium or Silver. *Materials* **2020**, *13*, 391. [CrossRef]
79. Pan, F.; Yang, M.; Chen, X. A Review on Casting Magnesium Alloys: Modification of Commercial Alloys and Development of New Alloys. *J. Mater. Sci. Technol.* **2016**, *32*, 1211–1221. [CrossRef]
80. Wang, Y.; Liu, G.; Wei, Y.; Qiao, Y. Effects of Magnesium-Calcium Alloys with Different Calcium Content on Their Mechanical Properties. *IOP Conf. Ser. Mater. Sci. Eng.* **2020**, *735*, 012010. [CrossRef]
81. Papenberg, N.P.; Gneiger, S.; Weißensteiner, I.; Uggowitzer, P.J.; Pogatscher. Mg-Alloys for Forging Applications—A Review. *Materials* **2020**, *13*, 985. [CrossRef] [PubMed]
82. Tekumalla, S.; Ajjarapu, M.; Gupta, M. A novel Turning-Induced-Deformation Based Technique to Process Magnesium Alloys. *Metals* **2019**, *9*, 841. [CrossRef]
83. Classen, M.; Althaus, H.J.; Blaser, S.; Scharnhorst, W. *Life Cycle Inventories of Metals*; Swiss Centre for Life Cycle Inventories: St. Gallen/Dübendorf, Switzerland, 2009.
84. Albright, D.L.; Haagensen, J.O. *Life Cycle Inventory of Magnesium*; Proceedings International Magnesium Association: Toronto, ON, Canada, 1997; pp. 32–37.
85. Wiedema, B.P.; Bauer, C.; Hischier, R.; Mutel, C.; Nemecek, T.; Reinhard, J.; Vadenbo, C.O.; Wernet, G. Overview and methodology. In *Data Quality Guideline for the Ecoinvent Database Version 3*; Swiss Centre for Life Cycle Inventories: St. Gallen/Dübendorf, Switzerland, 2013.
86. Pekguleryuz, M.O. 1- Current developments in wrought Magnesium alloys. In *Advances in Wrought Magnesium Alloys*; Bettles, C., Barnett, M., Eds.; Woodhead Publishing Series in Metals and Surface Engineering: New Delhi, India, 2012; pp. 3–62.
87. Behrsing, T.; Deacon, G.B.; Junk, P.C. 1- The chemistry of rare earth metals, compounds, and corrosion inhibitors. In *Woodhead Publishing Series in Metals and Surface Engineering: Number 61. Rare Earth-Based Corrosion Inhibitors*; Forsyth, M., Hinton, B., Eds.; Elsevier: Cambridge, UK, 2014; pp. 1–37.
88. Goedkoop, M.; Oele, M.; Leijting, J.; Ponsioen, T.; Meijer, E. *Introduction to LCA with SimaPro (v 5.2)*; PRé Consultants: Amersfoort, The Netherlands, 2016.
89. Huijbregts, M.A.J.; Steinmann, Z.J.N.; Ekshout, P.M.F.; Stam, G.; Verones, F.; Vieira, M.; Zijp, M.; Hollander, A.; van Zelm, R. ReCiPe 2016: A harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2017**, *22*, 138–147. [CrossRef]
90. PRé, various authors. *SimaPro Database Manual. Methods Library (v 4.14.2)*; PRé Consultants: San Francisco, CA, USA, 2019.
91. Gómez, P.; Elduque, D.; Sarasa, J.; Pina, C.; Javierre, C. Influence of Composition on the Environmental Impact of a Cast Aluminum Alloy. *Materials* **2016**, *9*, 412. [CrossRef]
92. Il'ina, E.A.; Raskovalov, A.A.; Reznitskikh, O.G. Thermodynamic properties of solid electrolyte $Li_7La_3Zr2O_{12}$. *J. Chem. Termodyn.* **2019**, *128*, 68–73. [CrossRef]

93. Yao, W.J.; Wang, N. Latent heats of fusion and crystallization behaviors of Co-Si binary alloys. *J. Alloys Compd.* **2009**, *487*, 354–357. [CrossRef]
94. Powell, B.R.; Luo, A.A.; Krajewsky, P.E. 7—Magnesium alloys for lightweight powertrains and automotive bodies. In *Advanced Materials in Automotive Engineering*; Rowe, J., Ed.; Woodhead Publishing: Cambridge, UK, 2012; pp. 150–209.
95. Jin, Z.; Xing, B.; Tang, C.; Feng, J.; Su, N.; Li, Y. Rheo-Diecasting of Wrought Magnesium AZ31 Alloy and the Effect of Injection Velocity on Microstructure and Tensile Strength. *Metals* **2018**, *8*, 793. [CrossRef]
96. Mancini, L.; Sala, S.; Recchioni, M.; Benini, L.; Goralczyk, M.; Pennington, D. Potential of life cycle assessment for supporting the management of critical raw materials. *Int. J. Life Cycle Assess.* **2015**, *20*, 100–116. [CrossRef]
97. Liu, Z.; Feyerabend, F.; Bohlen, J.; Willumeit-Römer, R.; Letzig, D. Mechanical properties and degradation behaviour of binary Magnesium-silver alloy sheets. *J. Phys. Chem. Solids* **2019**, *133*, 142–150. [CrossRef]
98. Zeng, G.; Liu, C.; Gao, Y.; Jiang, S.; Yu, S.; Chen, Z. Effects of T5 Treatment on Microstructure and Mechanical Properties at Elevated Temperature of AZ80-Ag Alloy. *Materials* **2019**, *12*, 3214. [CrossRef] [PubMed]


**Publisher's Note:** MDPI stays neutral with regard to jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



© 2020 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

## 9.2. Excel tool to assess the environmental impact of steels based on the composition

*9th International Workshop on Simulation for Energy, Sustainable Development & Environment*
18th International Multidisciplinary Modeling & Simulation Multiconference

ISSN 2724-0061 ISBN 978-88-85741-67-6 © 2021 The Authors.
doi: 10.46354/i3m.2021.sesde.002

# Excel tool to assess the environmental impact of steels based on the composition

Isabel García Gutiérrez[1], Daniel Elduque[1,*], Carmelo Pina[2], Rafael Tobajas[1] and Carlos Javierre[1]

[1] i+AITIIP, Department of Mechanical Engineering, University of Zaragoza EINA, María de Luna 3, 50018 Zaragoza, Spain
[2] BSH Electrodomésticos España, S.A., Avda. De la Industria, 49. 50016, Zaragoza, Spain
*Corresponding author. Email address: delduque@unizar.es

## Abstract

The communication shows the simulation tool developed to calculate the environmental impact of steels based on their composition. The tool is based on the modeling of the Life Cycle Inventory of steels, and only requires the composition data of the steel as input data. This modeling of the systems allows to quantify the content of critical raw materials, which, despite not being a regulatory requirement, may constitute a good practice as a better use of the available resources.

The different blocks of the tool are detailed in this communication: input data, calculation methodology and the results display block. At the same time, a case study is shown, where the environmental impact of three steels are used in the manufacture of metal components of LED luminaires has been simulated. The results have been compared with those obtained from the models provided by EcoInvent, in order to represent the relevance of perform a more accurate simulation of environmental impact based on the composition. Likewise, the content of critical raw materials of the three steels analyzed has also been obtained.

**Keywords:** Life Cycle Assessment; Simulation tool; Critical Raw Material; Environmental Impact; Steel

## 1. Introduction

Steel is the most widely used metal in the industry. Its versatility and good mechanical properties make its applications numerous. It is known that steel is essential to current technologies and economic activities (Wang et al., 2020). And, in addition, with rapid urbanization and industrialization, the steel demand has increased over the last several decades (Sun et al., 2020).

A current challenge for companies and economies worldwide is to develop more sustainable and environmentally friendly economic systems (Chen & Huang, 2019) (Fernández-Viñé et al., 2013). The use of good practices and efficient management of resources is an intended aim by companies and government institutions. That happens due to different factors: a demanding environmental legislation, cost savings (thanks to efficient technologies or intelligent resource management) or to obtain a competitive advantage in the market (Borchardt et al., 2011).

The circular economy plays a fundamental role in the European Union. Since 2015, it has promoted a transition of its economy towards this production model (European Commission, 2015) and its purpose continues with the Green Deal adopted in 2020 (European Commission, 2019) (European Commission, 2020a). The main actions leading

© 2021 The Authors. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY-NC-ND) license (https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/).

towards a Circular Economy are related to value capture: maintain the value of products, materials, and resources for as long as possible within the economy (Ranta et al., 2018).

In the last three decades, ecodesign has been adopted by many companies and engineers (Brambila-Macias & Sakao, 2021). It is also part of the legislative offer of the European Union (Directive 2009/125/EC) (Directive 2011/65/EU) (Regulation (EC) No 1907/2006). This trend of thought assesses all the environmental impact which occur in every phase of the product's life. Ultimately, it is about simultaneously integrating economic, functional and environmental aspects, with the aim of promoting sustainable development (Margallo et al., 2021).

This assessment takes place in the first phase of product development and allows taking corrective actions to reduce the adverse impacts of products on the environment (Ribeiro et al., 2013).

To assess the environmental performance of products and production systems, numerous tools have been developed with two main approaches: scientific and industrial. Among them, the Life Cycle Assessment stands out. This tool proposes to model the referenced system, identifying and quantifying all the inputs (matter or energy) and all the outputs (emissions, effluents, and solid waste) to the environment, throughout the complete life cycle. It considers all the existing stages: the extraction and processing of raw materials, production, transport and distribution, use, and the final disposal or recycling. In this way, it is possible to evaluate the environmental loads associated with a product. LCA has been applied to a wide range of sectors, processes and products (Heidari et al., 2020) (García-Alcaraz et al., 2020) (Farjana et al., 2019) (Martínez et al., 2015) (Tsiropoulos et al., 2015) (Jiménez et al., 2014) (Cellura et al., 2012).

Depending on the LCA, executing an LCA requires extensive data mining which is time-consuming and expensive. Therefore, the use of databases is greatly relevant. These databases parametrize a specific material, process and transport based on the aspects that generate environmental loads. This method models the system according to environmental parameters and allows to simulate of the environmental impact.

Due to the increasing use of LCA, numerous databases have been developed. These include the necessary information to characterize the inputs of matter and energy, as well as the emissions to the environment from materials and processes.

Modelling an LCA using databases is a method widely accepted by the scientific community. Nevertheless, can incur in approximations that hinder decision-making in the design or redesign of a product (Kalverkamp et al., 2020). It is, therefore, an iterative process to obtain an increasingly accurate result of the environmental impact of the products. Therefore, it may be interesting to carry out a particularization of the databases with the aim of obtaining a more accurate environmental impact calculation. This particularization is usually performed on materials or production processes.

The EcoInvent database (Wiedema et al., 2013) stands out for being one of the most complete ones and with a high quality, being the most widely used in the scientific field. However, in the specific case of steels, it only has three characterized types, corresponding to the categories included in the EN-10020 standard (AENOR, 2001), according to the amount of alloying elements present. According to the World Steel Association, currently, there are more than 3.500 types of steels in the market (*Worldsteel Association, 2021)*. Therefore, considering the great variability of steel composition, the three datasets included in the ecoinvent database are considerably scarce.

The variability of the elements that make up a steel alloy not only determine its mechanical and physical properties (Kalpakjian et al., 2008) but also its total environmental impact. Previous works consider the importance of making a more accurate LCA modelling, considering the exact material composition (Gómez et al., 2015). In previous studies, a detailed calculation of the environmental impact depending on the composition has been carried out for aluminum alloys (Gómez et al., 2016) and magnesium alloys (García Gutiérrez et al., 2020). In both cases, the importance of this particularised calculation is revealed, with impact variations of up to 65% among different aluminum alloys and 29% among magnesium alloys, according to ReCiPe methodology. These studies also show the significant variations obtained between the composition-specific calculation and that obtained using EcoInvent databases. In other study about the alloys commonly used in marine construction (Kappenthuler & Seeger, 2021), a particularisation of the metal alloys is already made from EcoInvent datasets by adapting them to the desired alloy composition. This studies show that there is a research gap, and that the variations of the environmental impact of steel alloys depending on the composition should be analyzed.

This modelling provides the designer with more information on the environmental performance of the selected steel, allowing companies to opt for more sustainable options and make smart and efficient use of available resources.

Another important aspect is the efficient use of Critical Raw Materials (CRM). Since 2011, the European Union elaborates a material list considered relevant to the European industry. Economic importance and risk of supply are the two criteria used to classify these materials. Those materials that have simultaneously high economic importance and high supply risk are considered

critical (European Commission, 2014). Many of these materials, could be associated with a high environmental impact. Nevertheless, this factor is not currently considered to assess the criticality of materials. To assess the CRM content in the design phase, can contribute to reduce their use and to highlight their link with economic, supply and environmental impacts (Ferro & Bonollo, 2019) (Kim et al., 2019).

## 2. Software development and LCA modelling implementation

Inventory of the steel production, depending on their composition. In this manner, it is possible to simulate the environmental impact. The tool has been developed with an Excel interface. Figure 1 shown the three differentiated blocks that establish the flow of the data in the Excel application: the input data, the methodology of calculation and the output data, which are explained in the following sections.

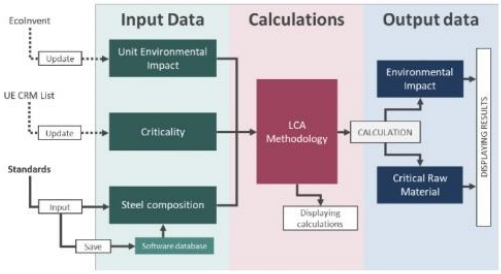



**Figure 1.** Flow of data in the developed tool

### 2.1. Input data and source of information

To model the Life Cycle Inventory of steel production, and then simulate the environmental impact, it was necessary to establish the following data:

- Composition data of steels are the main information that the user must select. These data allow the system modelling and the environmental impact simulation.
- Environmental impact data of the different raw materials included in the alloy: alloying elements, base metals, and manufacturing resources.
- Criticality data of different alloying elements included in the steel alloy, and their classification as critical raw material or not.

It is noted that both unitary environmental impact and criticality values are not stable in time. Environmental impact results are subject to the updating of calculation methodologies of environmental impact. Similarly, criticality data are subject to market variations. Regarding CRM, the European Union study, update and publish this list every three years, to represent the market evolution. Criticality data were collected from the Critical Raw Material Report of the European Union, of which the last update was published in September 2020 (European Commission, 2020b). This report assigns values of both supply risk and economic importance to all the materials considered strategic for the European industry. And based on these values, classify them as critical or strategic.

Both dataset, environmental impact, and criticality of materials, have been incorporated in Excel application as a database, which can be updated according to the appearance of more recent data in an easy way.

Although all three blocks are needed to model the system, the only information required from the user is the material composition data. Steel standards are instrumental in classifying and specifying the chemical, mechanical and metallurgical properties of the different kinds of steel and ferrous alloys. These standards help guide metallurgical laboratories, manufacturers or end-users in the proper application of steel.

The composition data generally comes as composition ranges that can be input in the main screen of the Excel application, shown in Figure 2.

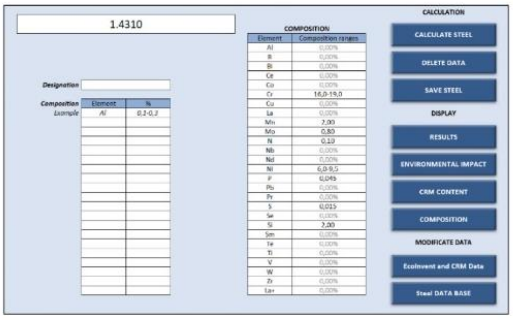



**Figure 2.** Data entry screen

The Excel application includes a steel database, in which composition has been entered previously. In this way, if the steel is already available in the database, it can be selected from a drop-down list, and the composition will be shown.

### 2.2. Life Cycle Assessment Methodology

The simulation tool implements a calculation methodology based on a Life Cycle Assessment approach. Although explaining this methodology is not the object of this communication, certain aspects are explained in next subsections. The LCA has been developed following the stages stipulated in the international ISO 14040 (AENOR, 2006a) and ISO 14044 (AENOR, 2006b) standards that establish principles, framework, requirements and guidelines to perform an LCA.

### *2.2.1. Functional Unit and System Boundaries*

The definition of the functional unit has important implications for developing an LCA. The production of 1 kg of steel from primary materials, considering alloy composition, was taken as a functional unit in this study.

The life cycle stages considered in this study (Figure 3) corresponded to raw material acquisition, transports of these raw materials to the steel manufacturing plant and production processes for steel, as shown in Figure 1.

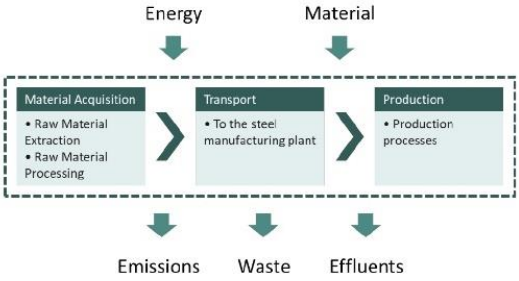



**Figure 3.** System boundaries

### *2.2.2. Databases and Impact Categories*

The life cycle inventory was carried out through the EcoInvent v3.5 database, developed by the Swiss Centre for the Life Cycle Inventories. This database stands out as one of the most complete and highest quality at the European level.

The LCA was calculated according to two different methodologies of environmental impact calculation:

- ReCiPe 2016 EndPoint (H) V1.03 / World (2010) H/A
- CML-IA baseline V3.05 / EU25

Both methodologies assess the environmental damage in different impact categories related to human health, available resources and ecosystems. However, each methodology has certain peculiarities.

ReCiPe 2016 methodology assess 18 impact categories and then weights them to a single value measured in points. The unique environmental impact value considerably simplifies the result interpretation (Huijbregts et al., 2017).

CML methodology offers the results in a disaggregated form, being able to assess more objectively the environmental impacts in each of the 11 impact categories included: Abiotic depletion, Abiotic depletion (fossil fuels), Global warming (GWP 100y), Ozone layer depletion (ODP), Human toxicity, Fresh water aquatic ecotoxicity, Marine aquatic ecotoxicity, Terrestrial ecotoxicity, Photochemical oxidation, Acidification and Eutrophication. This presentation of the results requires a more careful analysis of the results (Leiden University, 2016).

### *2.2.3. Calculation methodology*

The calculation methodology can be considered a black box for the application user. Nevertheless, it is possible to view the Life Cycle Inventory modelling and Environmental Impact simulation for each of the 12 impact categories implemented, as shown in Figure 4.

| Category | Environmental Impact | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| ReCiPe | ECOINVENT | Composition [kg] | | | Environmental Impact [Pt] | | | |
| (Choose Category) | ReCiPe | Average | Max | Min | Average | Max | Min | |
| | [Pt/kg] | *1.1410* | *1.1410* | *1.1410* | **2.43E-01** | **2.72E-01** | **2.14E-01** | |
| N | 1.12E-02 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| S | 1.30E-02 | 7.50E-05 | 0.00E+00 | 1.50E-04 | 9.72E-07 | 0.00E+00 | 1.94E-06 | |
| Zr | 6.89E-02 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| Fe+C | 7.59E-02 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| P | 1.83E-01 | 7.44E-04 | 1.49E-03 | 0.00E+00 | 1.36E-04 | 2.72E-04 | 0.00E+00 | |
| Pb | 2.10E-01 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| Ce | 2.59E-01 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| Se | 3.03E-01 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| Al | 3.48E-01 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| Si | 4.82E-01 | 5.00E-03 | 1.00E-02 | 0.00E+00 | 2.41E-03 | 4.82E-03 | 0.00E+00 | |
| V | 4.93E-01 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| Nb | 4.93E-01 | 2.00E-02 | 4.00E-02 | 0.00E+00 | 9.85E-03 | 1.97E-02 | 0.00E+00 | |
| Ni | 4.93E-01 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| Cr | 4.94E-01 | 2.65E-01 | 2.72E-01 | 2.57E-01 | 1.31E-01 | 1.34E-01 | 1.27E-01 | |
| W | 4.94E-01 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| Co | 6.68E-01 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| La | 7.88E-01 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| Sm | 7.88E-01 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| La+ | 7.88E-01 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| B | 8.62E-01 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| Pr | 1.23E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| Nd | 1.32E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| Ti | 1.39E+00 | 3.50E-03 | 6.00E-03 | 1.00E-03 | 4.86E-03 | 8.34E-03 | 1.39E-03 | |
| Mn | 1.86E+00 | 6.71E-03 | 1.34E-02 | 0.00E+00 | 1.25E-02 | 2.49E-02 | 0.00E+00 | |
| Te | 2.30E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| Cu | 3.75E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| Bi | 8.05E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| Mo | 7.69E+01 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| ↓ Fe+C ↓ | | | | | | | | |
| Pig Iron | 7.59E-02 | 8.18E-01 | 7.76E-01 | 8.60E-01 | 6.21E-02 | 5.89E-02 | 6.53E-02 | |
| Iron scrap | 7.68E-03 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | 0.00E+00 | |
| Iron ore | 1.07E-02 | 1.35E-02 | 1.35E-02 | 1.35E-02 | 1.44E-04 | 1.44E-04 | 1.44E-04 | |
| Other Fe material | 1.07E-02 | 8.50E-03 | 8.50E-03 | 8.50E-03 | 9.05E-05 | 9.05E-05 | 9.05E-05 | |
| Manufacturing | 0.0201 | 1.00E+00 | 1.00E+00 | 1.00E+00 | 2.01E-02 | 2.01E-02 | 2.01E-02 | |

**Figure 4.** Life Cycle Inventory modelling for ReCiPe 2016 methodology

## 2.3. Output data

As a result of the Life Cycle Inventory modelling, it is possible to simulate the Environmental Impact of steel production. By establishing three different models, three environmental impact results are obtained for each methodology or impact category. In the same way, the established models give a maximum and minimum content of critical raw materials, depending on the composition ranges.

These results can be represented in the data visualization sheet, shown in Figure 5.

**Steel 1.4310**

| ENVIRONMENTAL IMPACT | | | | |
|---|---|---|---|---|
| Categories | Units | Average | Max | Min |
| *ReCiPe 2016 Methodology* | | | | |
| ReCiPe 2016 | [Pt/kg] | 9.09E-01 | 1.51E+00 | 3.03E-01 |
| *CML Methodolgy* | | | | |
| Abiotic depletion | [kg Sb eq/kg] | 3.64E-04 | 6.21E-04 | 1.08E-04 |
| Abiotic depletion (fossil fuels | [MJ/kg] | 4.70E+01 | 5.62E+01 | 3.79E+01 |
| Global warming (GWP100a) | [kg CO2 eq/kg] | 4.98E+00 | 5.84E+00 | 4.12E+00 |
| Ozone layer depletion (ODP) | [kg CFC-11 eq/kg] | 2.42E-07 | 2.90E-07 | 1.93E-07 |
| Human toxicity | [kg 1,4-DB eq/kg] | 9.45E+01 | 1.22E+02 | 6.69E+01 |
| Fresh water aquatic ecotox. | [kg 1,4-DB eq/kg] | 2.79E+01 | 4.52E+01 | 1.05E+01 |
| Marine aquatic ecotoxicity | [kg 1,4-DB eq/kg] | 5.56E+04 | 9.92E+04 | 1.20E+04 |
| Terrestrial ecotoxicity | [kg 1,4-DB eq/kg] | 7.41E-02 | 8.32E-02 | 6.49E-02 |
| Photochemical oxidation | [kg C2H4 eq/kg] | 1.74E-03 | 1.96E-03 | 1.51E-03 |
| Acidification | [kg SO2 eq/kg] | 2.96E-02 | 3.83E-02 | 2.08E-02 |
| Eutrophication | [kg PO4--- eq/kg] | 6.46E-02 | 1.22E-01 | 7.28E-03 |

| CRITICAL RAW MATERIALS | | | |
|---|---|---|---|
| | Average | Max | Min |
| *Critical Raw Material Content* | 1.02% | 2.04% | 0.00% |
| *Supply Risk* | 0.785 | 0.798 | 0.772 |
| *Economic importance* | 6.168 | 6.226 | 6.110 |

**Figure 5.** Results displaying

## 3. Case of study

In order to provide a clearer explanation of how the simulation tool works, as well as its applicability, the following case study is shown. The simulation of the environmental impact of three different steels used as raw material for the manufacture of steel elements in led luminaries has been carried out.

The three steels included in this case study are 1.4310, 1.0917 and 1.0347. They correspond to the categories of stainless steel, low-alloyed steel and unalloyed steel respectively. These would be the datasets chosen, in the case of using the Life Cycle Inventory models provided by EcoInvent. However, the simulation tool presented in this communication makes it possible to obtain a more accurate environmental impact, establishing a Life Cycle Inventory model based on the exact composition of each steel alloy. For this, it was only necessary to input the composition data obtained from standards, which are shown in Table 1.

Table 1. Composition ranges of steels.

| Alloying element | 1.4310 (1) Stainless | 1.0917 (2) Low-alloyed | 1.0347 (3) Unalloyed |
|---|---|---|---|
| Cr | 16.0-19.0 | - | - |
| Mn | 2.0 | 1.2 | 0.45 |
| Mo | 0.8 | - | - |
| N | 0.1 | - | - |
| Nb | - | - | - |
| Ni | 6.0-9.5 | - | - |
| P | 0.045 | 0.12 | 0.035 |
| S | 0.015 | 0.045 | 0.035 |
| Si | 2.0 | 0.5 | - |
| Ti | - | 0.3 | - |
| V | - | - | - |
| W | - | - | - |

Standards: (1) EN10088-1:2015, (2) EN 10346:2015 y (3) EN 10152:2017

In this way, it is possible to simulate the environmental impact of the three steels by means of the simulation tool. The results obtained are shown in Table 2.

Table 2. Average Environmental impact under simulation tool model.

| Impact category | Unit | 1.4310 Stainless | 1.0917 Low-alloyed | 1.0347 Unalloyed |
|---|---|---|---|---|
| ***ReCiPe Methodology*** | | | | |
| ReCiPe 2016 | Pt | 9.09 $\times 10^{-1}$ | 1.09 $\times 10^{-1}$ | 9.60 $\times 10^{-2}$ |
| ***CML Methodology*** | | | | |
| Abiotic depletion | kg Sb eq. | 3.64 $\times 10^{-4}$ | 1.61 $\times 10^{-5}$ | 1.50 $\times 10^{-5}$ |
| Abiotic depletion (fossil fuels) | MJ | 4.70 $\times 10^{1}$ | 1.50 $\times 10^{1}$ | 1.42 $\times 10^{1}$ |
| Global warming (GWP100y) | kg $CO_2$ eq. | 4.98 $\times 10^{0}$ | 2.09 $\times 10^{0}$ | 2.01 $\times 10^{0}$ |
| Ozone layer depletion (ODP) | kg CFC-11 eq. | 2.42 $\times 10^{-7}$ | 8.86 $\times 10^{-7}$ | 8.24 $\times 10^{-7}$ |
| Human toxicity | kg 1,4-DB eq. | 9.45 $\times 10^{1}$ | 8.30 $\times 10^{1}$ | 7.69 $\times 10^{1}$ |
| Fresh water aquatic ecotox. | kg 1,4-DB eq. | 2.79 $\times 10^{1}$ | 5.21 $\times 10^{0}$ | 4.13 $\times 10^{0}$ |
| Marine aquatic ecotoxicity | kg 1,4-DB eq. | 5.56 $\times 10^{4}$ | 1.50 $\times 10^{3}$ | 1.27 $\times 10^{3}$ |
| Terrestrial ecotoxicity | kg 1,4-DB eq. | 7.41 $\times 10^{-2}$ | 3.06 $\times 10^{-2}$ | 2.95 $\times 10^{-2}$ |
| Photochemical oxidation | kg $C_2H_4$ eq. | 1.74 $\times 10^{-3}$ | 1.20 $\times 10^{-3}$ | 1.16 $\times 10^{-3}$ |
| Acidification | kg $SO_2$ eq. | 2.96 $\times 10^{-2}$ | 7.02 $\times 10^{-3}$ | 6.61 $\times 10^{-3}$ |
| Eutrophication | kg $PO_4^{---}$ eq. | 6.46 $\times 10^{-3}$ | 3.23 $\times 10^{-3}$ | 3.04 $\times 10^{-3}$ |

As has been said before, the composition of steel has a significant influence on the result of environmental impact. For this reason, using this simulation tool based on steel composition, allows obtaining a more accurate impact results and being able to discretize between different steels of the same category (stainless, low-alloyed or unalloyed steel). To illustrate this, the following figures represent the variation of the environmental impact obtained by the simulation tool and those obtained with EcoInvent model.

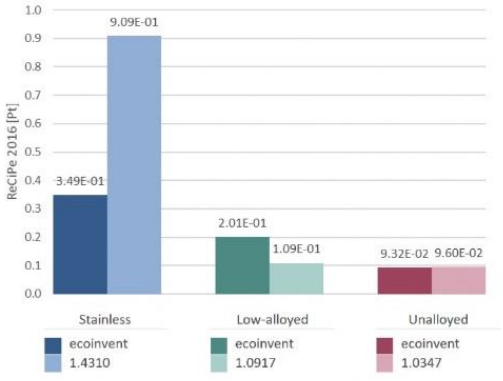



Figure 6. Environmental impact according to ReCiPe 2016 methodology.

It can be seen that in the case of ReCiPe 2016 methodology (Figure 6), the greatest difference is

obtained in the case of stainless steel (+160.3%), due to the high amount of alloying elements that it includes, and especially because it includes Molybdenum, an alloying element with a high environmental impact. In the case of low-alloyed steel, making an accurate calculation based on the composition results in a lower impact than that obtained by EcoInvent, with a variation of -45.9%. In the case of unalloyed steel, the impact obtained is slightly higher (+3.0%).

The simulation tool allows quantify the presence of critical raw materials in steels. The results obtained from the case study are shown in Figure 7. Stainless steel is the steel with the highest content of CRM, although it only represents 1.02% of the total weight.

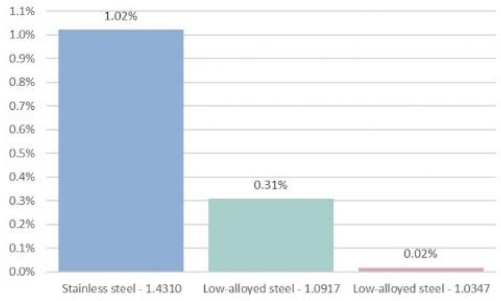



Figure 7. Critical Raw Material content.

## 4. Conclusions

The tool shown in this paper simulates the environmental impact of steel, by means of a LCA model based on the composition. It also performs a quantification of the content of critical raw materials. The results provided by this simulation tool allows designers to obtain a more accurate environmental impact calculation, and thereby make a more informed choice in relation to the material selection.

The easy use tool only requires entering the composition data of the steel to be analysed. The software is programmed to perform an LCA model and simulate the calculation of the environmental impact according to ReCiPe 2016 and CML methodologies.

## Funding

The study presented in this paper was partially supported by the Spanish MINECO under Project RETO RTC-2017-5965-6, and was performed by members of the i+AITIIP (DGA-T08_17R) research group of the FEDER 2014-2020 "Building Europe from Aragón" program, recognized by the Regional Government of Aragon.

## References

AENOR. (2001). Definition and classification of grades of steel. (UNE-EN 10020). Asociación Española de Normalización.

AENOR. (2006a). Environmental management. Life cycle assessment. Principles and framework. (ISO 14040:2006) (ISO 14040:2006). Asociación Española de Normalización.

AENOR. (2006b). Environmental management. Life cycle assessment. Requirements and guidelines. (ISO 14044:2006). Asociación Española de Normalización.

Borchardt, M., Wendt, M. H., Pereira, G. M., & Sellitto, M. A. (2011). Redesign of a component based on ecodesign practices: Environmental impact and cost reduction achievements. Journal of Cleaner Production, 19(1), 49–57. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.08.006

Brambila-Macias, S. A., & Sakao, T. (2021). Effective ecodesign implementation with the support of a lifecycle engineer. Journal of Cleaner Production, 279, 123520. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123520

Cellura, M., Longo, S., & Mistretta, M. (2012). Life Cycle Assessment (LCA) of protected crops: An Italian case study. Journal of Cleaner Production, 28, 56–62. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.10.021

Chen, Z., & Huang, L. (2019). Application review of LCA (Life Cycle Assessment) in circular economy: From the perspective of PSS (Product Service System). Procedia CIRP, 83, 210–217. https://doi.org/10.1016/j.procir.2019.04.141

Directive 2009/125/EC of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 establishing a framework for the setting of ecodesign requirements for energy-related products, (testimony of Directive 2009/125/EC).

Directive 2011/65/EU of the European Parliament and of the Council of 8 June 2011 on the restriction of the use of certain hazardous substances in ele

ctrical and electronic equipment, (testimony of Directive 2011/65/EU).

European Commission. (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 Materials Initiative.

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.

European Commission. (2019). Communication from the Commision to the European Parliament, the European Council, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions—The European Green Deal.

European Commission. (2020a). Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions—A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe.

European Commission. (2020b). Study on the EU's list of critical raw materials (2020): Final report. Publications Office of the European Union. https://data.europa.eu/doi/10.2873/11619

Farjana, S. H., Huda, N., Mahmud, M. A. P., & Lang, C. (2019). A global life cycle assessment of manganese mining processes based on EcoInvent database. Science of The Total Environment, 688, 1102–1111. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.184

Fernández-Viñé, M. B., Gómez-Navarro, T., & Capuz-Rizo, S. F. (2013). Assessment of the public administration tools for the improvement of the eco-efficiency of Small and Medium Sized Enterprises. Journal of Cleaner Production, 47, 265–273. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.08.026

Ferro, P., & Bonollo, F. (2019). Materials selection in a critical raw materials perspective. Materials & Design, 177, 107848. https://doi.org/10.1016/j.matdes.2019.107848

García Gutiérrez, I., Elduque, D., Pina, C., Tobajas, R., & Javierre, C. (2020). Influence of the Composition on the Environmental Impact of a Casting Magnesium Alloy. Sustainability, 12(24), 10494. https://doi.org/10.3390/su122410494

García-Alcaraz, J. L., Flor Montalvo, F., Martínez Cámara, E., Sáenz-Diez Muro, J. C., Jiménez-Macías, E., & Blanco-Fernández, J. (2020). Comparative environmental impact analysis of techniques for cleaning wood wine barrels. Innovative Food Science & Emerging Technologies, 60, 102301. https://doi.org/10.1016/j.ifset.2020.102301

Gómez, P., Elduque, D., Sarasa, J., Pina, C., & Javierre, C. (2015). Influence of the material composition on the environmental impact of surface-mount device (SMD) transistors. Journal of Cleaner Production, 107, 722–730. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.05.063

Gómez, P., Elduque, D., Sarasa, J., Pina, C., & Javierre, C. (2016). Influence of Composition on the Environmental Impact of a Cast Aluminum Alloy. Materials, 9(6), 412. https://doi.org/10.3390/ma9060412

Heidari, M. R., Heravi, G., & Esmaeeli, A. N. (2020). Integrating life-cycle assessment and life-cycle cost analysis to select sustainable pavement: A probabilistic model using managerial flexibilities. Journal of Cleaner Production, 254, 120046. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120046

Huijbregts, M. A. J., Steinmann, Z. J. N., Elshout, P. M. F., Stam, G., Verones, F., Vieira, M., Zijp, M., Hollander, A., & van Zelm, R. (2017). ReCiPe2016: A harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. The International Journal of Life Cycle Assessment, 22(2), 138–147. https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y

Jiménez, E., Martínez, E., Blanco, J., Pérez, M., & Graciano, C. (2014). Methodological approach towards sustainability by integration of environmental impact in production system models through life cycle analysis: Application to the Rioja wine sector. SIMULATION, 90(2), 143–161. https://doi.org/10.1177/0037549712464409

Kalpakjian, S., Schmid, S. R., & Espinoza Limón Jaime. (2008). Manufactura, ingenieria y tecnologia. Pearson Educacion.

Kalverkamp, M., Helmers, E., & Pehlken, A. (2020). Impacts of life cycle inventory databases on life cycle assessments: A review by means of a drivetrain case study. Journal of Cleaner Production, 269, 121329. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121329

Kappenthuler, S., & Seeger, S. (2021). Holistic evaluation of the suitability of metal alloys for sustainable marine construction from a technical, economic and availability perspective. Ocean Engineering, 219, 108378. https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2020.108378

Kim, J., Lee, J., Kim, B., & Kim, J. (2019). Raw material criticality assessment with weighted indicators: An application of fuzzy analytic hierarchy process. Resources Policy, 60, 225–233. https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2019.01.005

Leiden University. (2016). CML-IA Characterisation Factors. Leiden University. https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors

Margallo, M., Ruiz-Salmón, I., Laso, J., Bala, A., Colomé, R., Gazulla, C., Fullana-i-Palmer, P., & Aldaco, R. (2021). Combining technical, environmental, social and economic aspects in a life-cycle ecodesign methodology: An integrated approach for an electronic toy. Journal of Cleaner

Production, 278, 123452. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123452

Martínez, E., Blanco, J., Jiménez, E., Saenz-Díez, J. C., & Sanz, F. (2015). Comparative evaluation of life cycle impact assessment software tools through a wind turbine case study. Renewable Energy, 74, 237–246. https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.08.004

Ranta, V., Aarikka-Stenroos, L., & Mäkinen, S. J. (2018). Creating value in the circular economy: A structured multiple-case analysis of business models. Journal of Cleaner Production, 201, 988–1000. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.072

Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council of 18 December 2006 concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH), establishing a European Chemicals Agency, amending Directive 1999/45/EC and repealing Council Regulation (EEC) No 793/93 and Commission Regulation (EC) No 1488/94 as well as Council Directive 76/769/EEC and Commission Directives 91/155/EEC, 93/67/EEC, 93/105/EC and 2000/21/EC, (testimony of Regulation (ec) nO 1907/2006).

Ribeiro, I., Peças, P., & Henriques, E. (2013). A life cycle framework to support materials selection for Ecodesign: A case study on biodegradable polymers. Materials & Design, 51, 300–308. https://doi.org/10.1016/j.matdes.2013.04.043

Sun, W., Wang, Q., Zhou, Y., & Wu, J. (2020). Material and energy flows of the iron and steel industry: Status quo, challenges and perspectives. Applied Energy, 268, 114946. https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.114946

Tsiropoulos, I., Faaij, A. P. C., Lundquist, L., Schenker, U., Briois, J. F., & Patel, M. K. (2015). Life cycle impact assessment of bio-based plastics from sugarcane ethanol. Journal of Cleaner Production, 90, 114–127. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.071

Wang, R. Q., Jiang, L., Wang, Y. D., & Roskilly, A. P. (2020). Energy saving technologies and mass-thermal network optimization for decarbonized iron and steel industry: A review. Journal of Cleaner Production, 274, 122997. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122997

Wiedema, B. P., Bauer, C., Hischier, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., Vadenbo, C. O., & Wernet, G. (2013). Overview and methodology. Data quality guideline for the EcoInvent database version 3 (No. 1). The EcoInvent Centre.

Worldsteel Association. (2021). About Steel. http://www.worldsteel.org/about-steel.html

## 9.3. Incorporating Composition into Life Cycle Assessment of Steel Grades

# Incorporating Composition into Life Cycle Assessment of Steel Grades

Isabel García Gutiérrez[1], Carmelo Pina[2], Rafael Tobajas[1] and Daniel Elduque[1*]

[1] i+AITIIP, Department of Mechanical Engineering, University of Zaragoza EINA, C/ María de Luna 3, 50018 Zaragoza, Spain (igarciguti@unizar.es; rafaeltobajasalonso@gmail.com)

[2] i+AITIIP, Department of Design and Manufacturing Engineering, University of Zaragoza EINA, C/ María de Luna 3, 50018 Zaragoza, Spain (carpina@unizar.es)

*Corresponding Author. E-mail: delduque@unizar.es, TEL: +34-876555211

### Highlights

- Alloy compositions highly influence the environmental impact of steel grades
- Methodology for environmental impact assessment since the chemical composition of steel
- Impact variations of up to +348%, depending on the steel grade, have been found
- A more accurate environmental impact contributes to sustainable material selection

### Abstract

Steel is a vital material in modern industries due to its versatility and remarkable properties. In a world that is increasingly concerned about the environment, it is necessary to incorporate good practices that allow us to reduce the environmental impact of our economies. An important aspect is to evaluate the environmental impact of materials throughout their life cycle. However, calculating this impact from generic databases can be challenging, as they may lack the necessary specificity. To obtain more accurate environmental impact calculations, it is essential to consider the materials' compositions. Each steel grade, for example, can vary in the content of alloying elements, which influences its environmental impact. Therefore, particularising calculations based on compositions is essential for making informed and sustainable material selection decisions. This article presents a calculation methodology to establish a Life Cycle Inventory of steel, emphasising the specific composition and taking as reference the datasets of steel production in a Basic Oxygen Furnace (BOF) developed by Ecoinvent. The methodology presented seeks to allow the systematic calculation of the environmental impact of any steel considering its composition, contribute to the incorporation of environmental criteria in the selection of materials, and quantify the content of critical raw materials according to the latest report published by the European Union. Likewise, a case study is included, in which the composition's influence on the environmental impact of 10 steel grades widely used in induction cooktops has been analysed.

Keywords: Life Cycle Assessment; Material composition; Environmental impact; Steel grades; Critical Raw Materials

### Abbreviations

BOF Basic Oxygen Furnace

CE Circular Economy

CRM Critical Raw Materials

EU European Union

LCA Life Cycle Assessment

LCI Life Cycle Inventory

## 1. Introduction

For centuries, steel has been a vital material in industries (Kim et al., 2022), offering excellent physical, mechanical, chemical, and manufacturing properties (Murray, 1997; Shi et al., 2022). It is widely used in the construction and automotive sectors (Hua et al., 2022; Nezamoleslami and Hosseinian, 2020), in household appliances, machinery manufacture, and the infrastructure of several industries (Black et al., 2008). In 2021, world crude steel production reached 1,951 million tons (World Steel Association, n.d.) due to its availability, low cost, and good mechanical properties. The steel industry is, therefore, a strategic sector in the modern world and is a vital component in many national economies (Fan and Friedmann, 2021). However, steel production is energy-intensive with significant environmental impacts on industry, including high carbon emissions (Kappenthuler and Seeger, 2021; Mitrašinović and Tomić, 2022) and the use of non-renewable steel alloying elements with high supply vulnerability (Graedel et al., 2015). Most research in the field of steel industry sustainability has focused on improving energy efficiency (He and Wang, 2017; Hu and Zhang, 2017; Rojas-Cardenas et al., 2017), reducing $CO_2$ emissions (Axelson et al., 2021; Duan et al., 2017; Kildahl et al., 2023; van Dijk et al., 2017), and the recycling of steel scrap (Nechifor et al., 2020; Panasiuk et al., 2022; Wang et al., 2018).

Ecological deterioration and climate change have become significant concerns (Li et al., 2021; Sen et al., 2021), prompting the European Union (EU) to focus on sustainable development through environmental protection policies (Sala et al., 2021). One such policy is "The Ecodesign Directive" (2009/125/EC) (European Parliament, 2017), which aims to reduce the impact of a product's entire life cycle by incorporating environmental criteria into design decisions (Baki, 2022; Zhao et al., 2016).

A new production model called Circular Economy (CE) has also emerged, focusing on improving material applications, extending product lifespan, and achieving efficient resource management (Gillott et al., 2023; Godoy León et al., 2022; Pollard et al., 2021; Wang et al., 2018). The EU has established a sustainability strategy in the CE framework (European Commission, 2020). Regarding the efficient management of resources, the EU created in 2015 a list of Critical Raw Materials (CRM) (European Commission, 2014) that combines economic importance and high-supply risk, which is reviewed and updated every three years (the last one was published in 2023) (Milan Grohol et al., 2023).

Material selection is a critical phase in product design, production, and marketing (Ajith et al., 2022), as it involves balancing economic, social, and environmental criteria (Casanovas-Rubio and Armengou, 2018; Lütkehaus et al., 2022), sometimes conflicting (Dornfeld, 2014; Emovon, 2020).

While functional and cost factors are usually the main criteria, and the predominant literature on materials research focuses on technical and mechanical studies, there is a limited understanding of the decision-making process from a sustainability perspective (Pollini and Rognoli, 2021). This lack of knowledge is often a significant barrier to incorporating environmental criteria into material selection processes. Nonetheless, more studies are progressively considering the environmental impact assessment in the material selection phase (Aghazadeh and Yildirim, 2021; Almeida et al., 2017; Borchardt et al., 2011; Giudice et al., 2005; Ogunseitan and Schoenung, 2012). Life Cycle Assessment (LCA) provides a practical and widely recognised approach to determining a material's potential environmental impact throughout its life cycle (Crenna et al., 2019; Mendoza Beltran et al., 2020; Wiedema et al., 2013) by identifying and quantifying energy and material inputs and outputs (Brondi and Carpanzano, 2011; Liu et al., 2022; Pons et al., 2020), which is known as Life Cycle Inventory (LCI).

However, LCI development, the most challenging phase of an LCA performance (Dér et al., 2022; Meng et al., 2015), is often hindered by the complexity and interconnections involved in primary data collection (Iosif et al., 2008; Schneider et al., 2019), which leads to the creation of databases with objective difficulties and constraints, such as a lack of transparency of data origin or the inadequacy of data to project conditions (Ferrari et al., 2021; Frischknecht and Rebitzer, 2005; Margallo et al., 2021; Rödger et al., 2021).

Researchers focusing on the global steel industry have highlighted the importance of LCA in environmental assessment (Burchart-Korol, 2013). The studies usually focus on assessing the environmental implications of different manufacturing processes. Efforts are also being made to have a more comprehensive understanding of the environmental performance of technological innovations in steel production, which can potentially lead to improvements in the sustainability of the sector, with advancements such as, direct reduction with electrical melting (Suer et al., 2022), "Power to gas" (Perpiñán et al., 2023), or "Power to X" (Bailera et al., 2021; Otto et al., 2017), which aim to integrate renewable power into the steel manufacturing process.

Regarding steel material selection, the intentional alloying of steel has only been practised for about 150 years (Seetharaman et al., 2014), allowing for the remarkable development of the steel industry. The addition of alloying elements, such as manganese, chromium, and copper, modifies steel's physical and mechanical properties. The effects of different alloying elements used in steel production have been widely explained in the literature (Han et al., 2019; (IMOA) et al., 2020; Kalpakjian et al., 2008; Yang et al., 2022). The steel industry has developed many alloys, and more than 3,500 steel grades are available on the market ("Worldsteel Association," 2021).

According to EN 10020:2001 (AENOR, 2001), steel is classified into three types depending on the amount of alloying elements present in their composition: carbon steel, alloy steel, and stainless steel. Carbon steel has a low content of alloying elements, alloy steel has a significant number of alloying elements, and stainless steel has high corrosion resistance due to its high chromium content. Many of these alloying elements are considered CRM for the EU.

It should be noted that each alloying element has different negative effects on the environment, implying that the different steel grades (which have varied compositions) show different environmental impacts. Several LCA studies in the steel industry in the literature focus on the environmental implications of the different existing steel-making processes. In particular, Basic Oxygen Furnace (BOF) and Electric Arc Furnace (EAF) (Backes et al., 2021), which are predominant in the industry (Burchart-Korol, 2013).

The environmental impact of steel does not lie exclusively in its production process but also in the specific applications in which it is used, as well as in the use phase and the end-of-life stages, as it is a promising material in the circular economy model (Nechifor et al., 2020; Roy et al., 2022b). The use of steel in a specific application implies significant impacts on the environment, primarily if used in large quantities, as for example in the construction sector (Johnston et al., 2018), which is a sector with high environmental impacts (Dani et al., 2022; Roy et al., 2022a).

There is extensive research on analysing the composition of steel alloys and their properties for particular applications (Chen et al., 2022; Feng et al., 2023). However, although no special emphasis has been placed on the influence of alloying elements, for some grades of steel and impact categories, the environmental impact caused by the alloying elements can account for more than 50% of the total impact and higher ranges.

A more in-depth understanding of the environmental implications of adding these alloying elements will help to have a more holistic perspective within this field of study and allow engineers to select material grades in a more environmentally conscious way.

As mentioned above, databases are commonly used to develop an LCI. The Ecoinvent database only provides information on three generic types of steel (corresponding to the categories included in EN 10020:2001 (AENOR, 2001) standard): carbon, alloyed, and stainless steel (Classen et al., 2009). The composition given by these datasets may differ significantly from the actual composition of the over 3,500 grades of steel on the market. Therefore, when calculating the environmental impact of a product containing steel, it is common to approximate the actual steel grade with one of the three generic steel grades available in the database. This lack of discretisation of the environmental impact according to the composition not only incurs an approximation but also hinders the decision-making process when selecting one steel grade or another.

This study aims to develop a methodology that allows a more accurate calculation of the environmental impact of steel, considering the specific composition. It proposes to systematise the characterization of this vital material's environmental impact in industries, emphasising composition, and thus allowing the consideration of more accurate environmental criteria in the material selection process of steel grades.

## 2. Life Cycle Assessment Methodology

### 2.1. Objective Definition and Functional Unit

The main objective of this research is the development of a methodology to incorporate the composition into the LCA of Steel Grades, allowing for a better material selection process. This methodology will pursue:

- The systematic calculation of the environmental impact of any steel grade considering its composition.
- To contribute to incorporating environmental criteria in the material selection process.
- To quantify CRM content according to the latest list published by the EU (Milan Grohol et al., 2023), thus contributing to a better management of critical materials in the industry.

The study was conducted with an LCA approach following the requirements established by ISO 14040 (AENOR, 2006a) and ISO 14044 (AENOR, 2006b) international standards. The functional

unit defined is the production of 1 kg of steel produced in a BOF.

### 2.2. Software, Database, and Impact Methodologies

The study used SimaPro 9.3.0.3 software (Various authors, PRé Sustainability, 2020) and Ecoinvent v3.8 database ("About ecoinvent," 2022) to perform the LCA. The environmental impact assessment methodology applied was CML-IA baseline V3.07 / EU25 (Leiden University, 2016). The CML methodology has a *midpoint* approach and includes 11 impact categories that are assessed objectively and independently (Leiden University, 2016).

It should be noted that the calculation methodology presented in this article is used to establish the LCI of steel production and is therefore applicable to other different environmental impact methodologies.

### 2.3.System Boundaries and Assumptions

This methodology focuses on steel produced in a BOF, as this manufacturing route is the dominant worldwide process in steel production and the most energy-intensive process (Song, Jiayuan et al., 2019; The European Steel Association, 2021). Figure 1 shows all material and energy inputs and outputs considered in steel production in a BOF with a cradle-to-gate scope. This LCI is based on Ecoinvent v3.8 datasets for steel making via BOF (ecoinvent Centre, 2021a, 2021b), which establishes its data on primary information provided by 21 BOF factories throughout Europe (Commission of the European Union. Joint Research Centre. Institute for Prospective Technological Studies., 2013). These datasets available from Ecoinvent (Classen et al., 2009) are backed up by high-quality reports that also include an LCI characterisation of the steel industry by-products (Commission of the European Union. Joint Research Centre. Institute for Prospective Technological Studies., 2013; Turner and Symeonidis, 2020). Therefore, it has been considered:

- The acquisitions of raw materials, including the extraction and processing of the *gross metallic charge*, the different *alloying elements*, and the auxiliary materials necessary to steel production.
- The transport of the raw materials to the steel production plant.
- The steel production stages in a BOF, including 1) pre-treatment of hot metal (pig iron) from the blast furnace; 2) mixing of charge (including alloying additions), weighing, transfer, and reloading; 3) oxidation in the BOF; 4) secondary metallurgical treatment in a ladle furnace; and 5) casting (ecoinvent Centre, 2021a, 2021b).

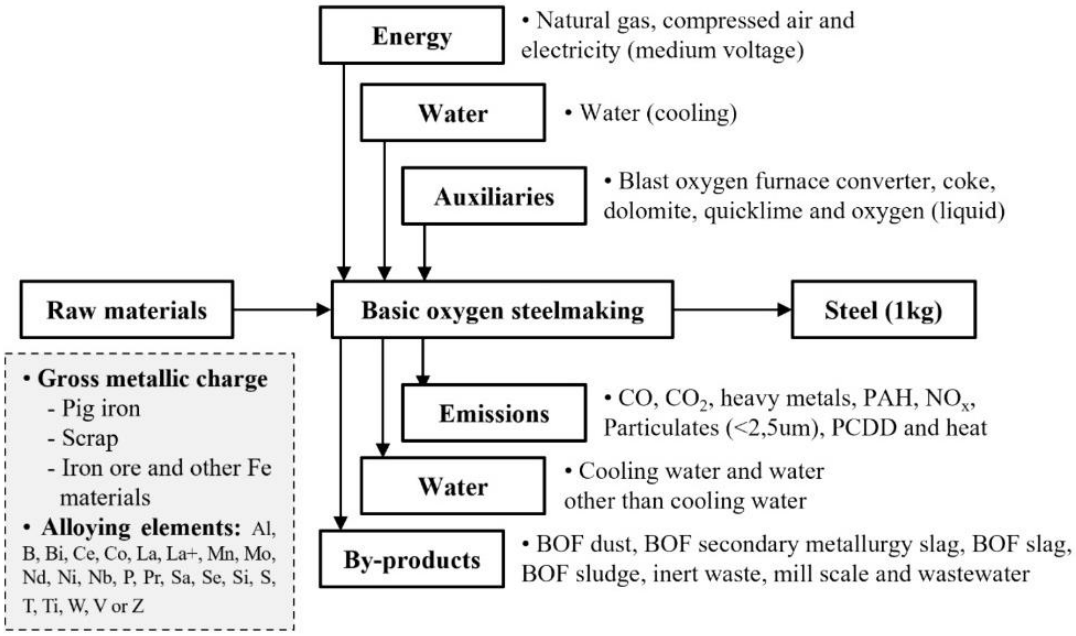



**Figure 1** System Boundaries

It should be noted that the calculation methodology developed in this paper concerns the calculation of the quantity of *raw materials* (*gross metallic charge* -pig iron, iron ore, and iron scrap-, and all *alloying elements*) needed for the inventory from a given steel composition. This calculation methodology is detailed in the following subsection. The rest of the elements involved as inputs and outputs of the production system (energy, water, auxiliary raw materials, emissions, and by-products) have been directly taken from the Ecoinvent v3.8 dataset for steel making via BOF (ecoinvent Centre, 2021a, 2021b), as the aim is to analyse the influence of the composition from a material selection perspective. These will be treated as a whole "production process", invariable for the different steel grades.

### 2.4. Calculation methodology of raw materials

The systematic method for establishing the amount of raw materials to be considered in the LCI of the production of a steel grade (given its composition) is shown in this section. For the development of this methodology, an exhaustive analysis of the information provided by a series of documents on steel manufacturing has been carried out, specifically:

- The datasets for the characterisation of steel available in the latest version of Ecoinvent v3.8, in particular those corresponding to "Steel, low-alloyed {RER}| steel production, converter, low-alloyed" (ecoinvent Centre, 2021a) and "Steel, unalloyed {RER}| steel production, converter, unalloyed" (ecoinvent Centre, 2021b).
- The "Best Available Techniques (BAT) in Iron and Steel Production in the European Union" report (Commission of the European Union. Joint Research Centre. Institute for Prospective Technological Studies., 2013), developed by the Institute for Prospective Technological Studies of the Joint Research Centre of the European Commission, on which the above-mentioned Ecoinvent databases are based and considered data from primary information

provided by 21 BOF factories through Europe.
- The document for the life cycle inventory of metals developed by Ecoinvent (Classen et al., 2009).

To produce 1 kg of steel, it is necessary to incorporate 10.4% additional raw materials, according to Ecoinvent data, meaning that the total sum of raw materials (*gross metallic charge* and the *alloying elements)* required for producing 1 kg of steel is 1.104 kg (ecoinvent Centre, 2021b).

The *alloying elements* will vary in type and quantity depending on the steel grade composition obtained from the standard. The composition adjustment is usually made by ferro alloying (e.g., Fe/Ni, Fe/Mo, Fe/Mn, Fe/Cr), presented in solid or wire form, or by powder injection through lances (Commission of the European Union. Joint Research Centre. Institute for Prospective Technological Studies., 2013). A list of the most frequent alloying elements and their allocation with the datasets available in Ecoinvent are presented in Table 1. These have been allocated to different datasets, following the same Ecoinvent methodology (Classen et al., 2009). To consider the transportation of raw materials to the steel production plant, "market for" datasets have been selected. The richness of the material assigned has been considered for this calculation in the same way as Ecoinvent does. Thus, for example, in the inventory proposed by Ecoinvent for low-alloyed steel in its final report on Life Cycle Inventories of Metals (Classen et al., 2009), for a 2.15% Cr content, which would require an input of 0.0215 kg, as it is assigned as ferrochromium with a richness of 68%, finally 0.0316 kg of Cr is introduced.

**Table 1** Main dataset Ecoinvent for alloying elements

| Alloying Element | Dataset Ecoinvent 3.8 |
|---|---|
| Al | Aluminium, cast alloy {GLO}\| market for |
| S | Sulfur {GLO}\| market for |
| Ti | Titanium {GLO}\| market for titanium |
| Cu | Copper oxide {GLO}\| market for |
| B | Boron carbide {GLO}\| market for |
| Mn | Ferromanganese, high-coal, 74.5% Mn {GLO}\| market for |
| Cr | Ferrochromium, high-carbon, 68% Cr {GLO}\| market for |
| Mo | Molybdenite {GLO}\| market for |
| Si | Ferrosilicon {GLO}\| market for |
| P | Phosphoric acid, industrial grade, without water, in 85% solution state {GLO}\| market for |
| Ni | Ferronickel {GLO}\| market for ferronickel |

It should be noted that the composition of steel grades is often specified in the standards by composition ranges, which establish a minimum and maximum content for each alloyant. Thus, to calculate the average environmental impact of each steel grade, the average value of each alloying element, according to the composition ranges established by the standard, is entered in the LCI. These results in an LCI model that provides the average environmental impact, which is taken as a reference when presenting the results.

However, since each alloying element has different environmental impacts, which are also different depending on the selected environmental categories, different combinations of them (within the composition range stipulated by the standard) can result in different environmental impacts. Therefore, the methodology requires two additional LCI models for each environmental impact

category, allowing for analysis of the variability of results.

- **Minimum impact composition model:** this composition results in the lowest possible environmental impact, assigning the maximum composition range to those alloying elements with the lowest environmental impact, up to 100% of the composition.
- **Maximum impact composition model:** this composition gives rise to the highest possible environmental impact, assigning the maximum composition range to those alloying elements with the highest environmental impact.

Figure 2 shows graphically the assignment process of allocating the content of alloying elements of a given steel grade. First, the alloying elements must be ordered according to the environmental impact per kilogram and the impact category analysed. Consequently, for calculating the maximum environmental impact, the methodology assigns the highest possible content to those alloying elements with a higher environmental impact than the gross metallic charge, always complying with the composition ranges established in the standard. Analogously, it applies to the case of minimum environmental impact, where the highest possible content is assigned to those elements with lower environmental impacts. In the example in Figure 2, the assignment is made for the specific steel case 1.4016 and the Global Warming impact category (GWP100y). Therefore, the allocation will be different for each steel grade (due to the different composition ranges), and also for each impact category (due to the reordering of the alloying elements according to their environmental impact per kilogram).

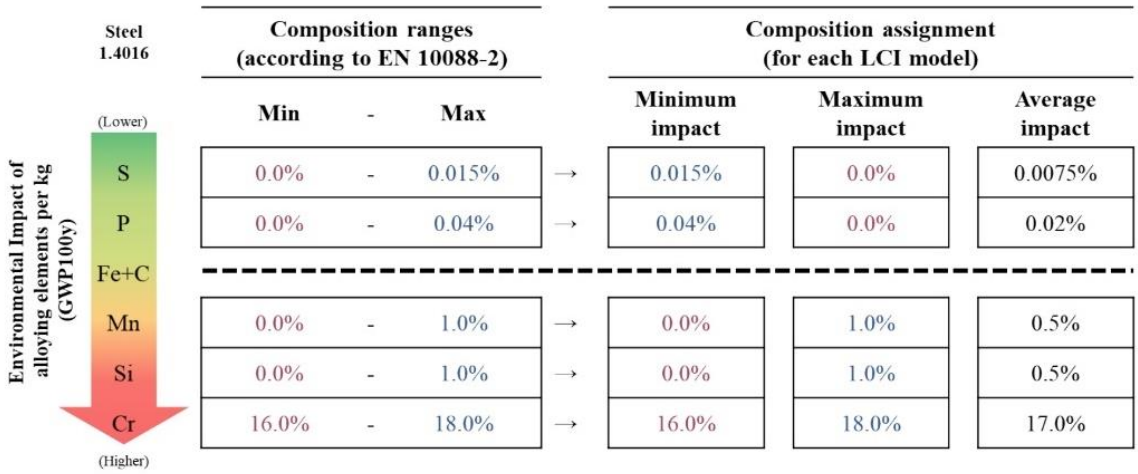



**Figure 2** Composition assignment example (calculation of alloying elements content)

Once the amount of *alloying elements* considered in the steel grade has been established, the *gross metallic charge* content is calculated. Three types are distinguished, whose quantity per kg of steel produced has been established as follows:

- **Pig iron:** variable quantity according to the alloy content of the steel grade produced. Due to the limitations of the production process, it cannot exceed 70-80% of the total mass (Wang, 2016). A maximum pig iron content of 0.865 kg (78.4%) has been established, according to data provided by Ecoinvent (ecoinvent Centre, 2021b).
- **Iron scrap:** also variable quantity according to the alloy content. In the case of steel grades with

low alloy content, scrap is added up to achieve1.104 kg of raw materials so as not to exceed 0.865 kg of pig iron (ecoinvent Centre, 2021b).

- **Iron ore:** this quantity is set at $6.00 \cdot 10^{-4}$ kg according to average data in Europe (Commission of the European Union. Joint Research Centre. Institute for Prospective Technological Studies., 2013; ecoinvent Centre, 2021a, 2021b) and has been considered invariable regardless of the composition of the steel grade.

Thus, the methodology first calculates the content of *alloying elements* present in the steel grade according to the composition established by the standard. Once the alloy content has been selected, it calculates the necessary amount of *metallic charge* (pig iron and iron scrap) according to the limits mentioned above: it will include the required amount of pig iron without exceeding the limit of 0.865 kg and, in case the total amount of 1.104 kg is not reached, it will complete the inventory with the necessary amount of scrap, as explained in Figure 3. This way, knowing the composition of the analysed material, it is possible to establish the content needed for the rest of the raw materials.

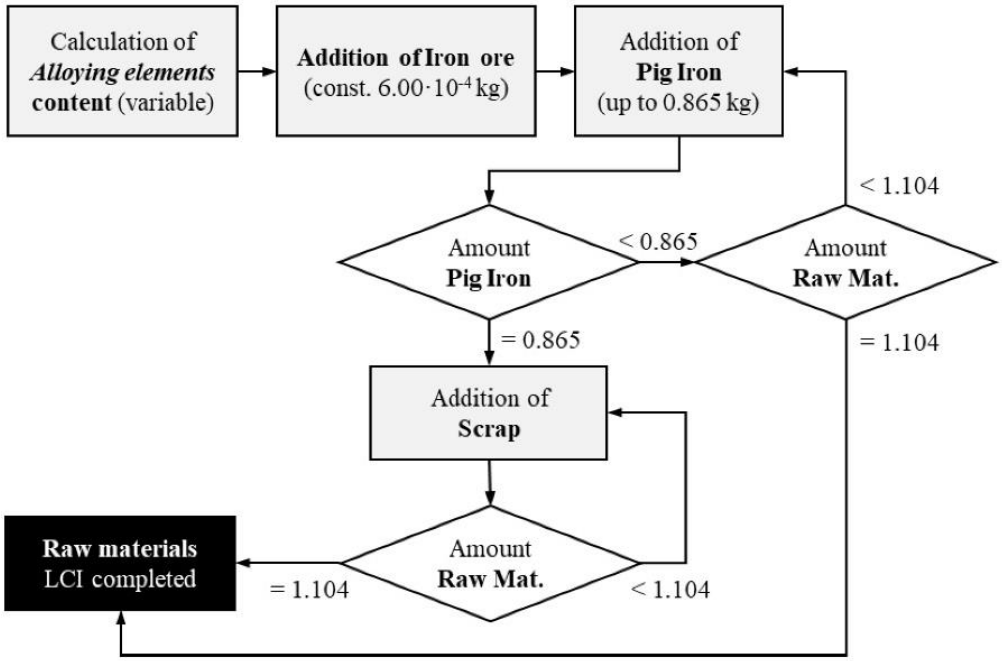



**Figure 3** Flow chart calculation of raw materials for 1 kg of steel

For example, for a steel grade with an alloying element content of 0.27 kg, 0.813 kg of Pig Iron will be added to complete the 1.104kg of raw material (including $6.00 \cdot 10^{-4}$ kg of iron ore). In case a steel grade has a lower amount of alloying elements, 0.12 kg, for example, pig iron will be added up to the limit of 0.865 kg, having to add the remaining 0.118 kg of iron scrap to complete the 1.104 kg of raw material.

The methodology proposed in this study can be helpful for both suppliers of steel grades to quantify their environmental impact on their customers and for companies that use steel in their products to include this environmental information in the decision-making in the design phase of their products (for material selection) or to opt for suppliers that provide steel grades with specific common

characteristics, but different compositions with lower environmental impact, or CRM presence. This methodology is an iteration based on current Ecoinvent steel datasets and methodology, but allowing to take into account the composition, instead of choosing between the only two BOF steel datasets available in Ecoinvent.

It should be noted that this methodology is based on both primary and secondary data. Therefore, it is still an approximation for calculating the environmental impact of steel grades. Obtaining primary data for specific steel grades would always lead to more accurate results on the environmental impact of steel.

The environmental impact can be calculated from the composition given by the standards, which specify the properties and supply compositions of different steel grades. This already provides a more accurate environmental impact calculation compared to generic databases. However, this calculation can be further particularised through a spectrometry analysis that provides the exact composition of samples of the material to be studied. It is also possible to further improve the accuracy of the calculation through other specific information (e.g. energy consumption of the manufacturing process, transports between manufacturing plants, etc.), which steel suppliers could provide to their clients or LCA practitioners.

The methodology allows for establishing an LCI of steel production based on its composition. To compare the LCI proposed by this methodology with that obtained by Ecoinvent, the variations in the impact resulting from introducing the composition of the unalloyed and low-alloyed steels included by Ecoinvent v3.8 in the methodology explained in this section are shown in Table 2. The results vary by less than 1.69% at most for Alloy steel and 0.15% for Carbon steel, which is considered an adequate fit.

**Table 2** Comparison of the environmental impact results of methodology to Ecoinvent v3.8

| | | Carbon Steel | | | Alloy Steel | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Category** | **Unit** | **Ecoinvent** | **Method** | **Dif.** | **Ecoinvent** | **Method** | **Dif.** |
| Abiotic depletion | kg Sb eq | 3,80E-06 | 3,79E-06 | 0,09% | 3,44E-05 | 3,38E-05 | 1,69% |
| Abiotic depletion (fossil fuels) | MJ | 1,41E+01 | 1,41E+01 | 0,14% | 1,83E+01 | 1,83E+01 | -0,29% |
| Global warming (GWP100a) | kg CO2 eq | 1,68E+00 | 1,67E+00 | 0,14% | 2,08E+00 | 2,09E+00 | -0,26% |
| Ozone layer depletion (ODP) | kg CFC-11 eq | 7,16E-08 | 7,15E-08 | 0,13% | 8,78E-08 | 8,83E-08 | -0,55% |
| Human toxicity | kg 1,4-DB eq | 2,23E+00 | 2,23E+00 | 0,07% | 3,22E+00 | 3,21E+00 | 0,09% |
| Fresh water aquatic ecotox. | kg 1,4-DB eq | 3,85E+00 | 3,85E+00 | 0,03% | 6,00E+00 | 6,00E+00 | 0,01% |
| Marine aquatic ecotoxicity | kg 1,4-DB eq | 4,70E+03 | 4,70E+03 | 0,06% | 6,96E+03 | 6,96E+03 | 0,00% |

| | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Terrestrial ecotoxicity | kg 1,4-DB eq | 1,18E-03 | 1,18E-03 | 0,12% | 2,29E-03 | 2,31E-03 | -0,63% |
| Photochemical oxidation | kg C2H4 eq | 8,43E-04 | 8,42E-04 | 0,14% | 9,46E-04 | 9,49E-04 | -0,27% |
| Acidification | kg SO2 eq | 5,02E-03 | 5,01E-03 | 0,15% | 7,33E-03 | 7,36E-03 | -0,31% |
| Eutrophication | kg PO4--- eq | 2,94E-03 | 2,94E-03 | 0,11% | 3,73E-03 | 3,74E-03 | -0,16% |

### 2.5. Critical Raw Materials Content

As a result of this methodology, in which the amount of raw materials used for the production of steel, both the *metallic charge* and the *alloying elements*, is calculated, it is possible to calculate the CRM content according to the EU. Of the more than 25 alloying elements that can be part of the composition of steel, according to EN 10020:2001 (AENOR, 2001) standard, sixteen of them are considered to be CRM according to the 2023 list (Milan Grohol et al., 2023): aluminium, borate, bismuth, cobalt, Heavy Rare Earth Elements (such as cerium, neodymium, praseodymium, and samarium), Light Rare Earth Elements (such as lanthanum); manganese, niobium, phosphorus, silicon, titanium, vanadium, and tungsten.

## 3. Case Study: Steel Grades Used in Induction Cooktops

In order to demonstrate the methodology's usefulness, the following case study analyses the environmental impact per kilogram of 10 steel grades that engineers commonly use in the mechanical architecture of induction cooktops. Steel is the second most used material (by weight) in standard induction cooktops after ceramic glass (Pina et al., 2015). Thanks to the calculation methodology presented in this paper, it has been possible:

- To assess the variability of the environmental impact results of the different types of steel studied (comparing the results with the environmental impact of the three generic steel types available in Ecoinvent).
- To analyse the influence of the composition on the environmental impact of steel grades.
- To quantify the CRM content.

### 3.1. Steel Grades Compositions

Table 3 shows the composition of the ten steel grades. These compositions have been obtained from the different standards that establish the supply conditions for steel grades, including the composition, among other parametres. These materials, in the case of using the Ecoinvent database, instead of being particularised, should be approximated according to the three types of steel available:

- **Carbon steel:** EN-10270 SH and 1.0347
- **Alloy steel:** 1.0917, 1.0951, 1.1231, and 1.5525
- **Stainless steel:** 1.4016, 1.4104, 1.4301, and 1.4509

Table 3 also shows the average compositions of the generic steel grades included in Ecoinvent v3.8, given by their datasets.

**Table 3** Composition of steel grades used in induction cooktops

| Material | | C | Si | Mn | P | S | Cr | Cu | Others | Source |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Carbon Steel** | | | | | | | | | | |
| Ecoinvent | Av. | - | - | 0.45 | - | - | - | - | - | Ecoinvent (ecoinvent Centre, 2021b) |
| 10270 SH | Min<br>Max | 0.35<br>1.00 | 0.10<br>0.30 | 0.40<br>1.20 | 0.035 | 0.035 | - | 0.20 | - | EN 10270-1 (AENOR, 2017a) |
| 1.0347 | Min<br>Max | <br>0.10 | - | <br>0.45 | <br>0.035 | <br>0.035 | - | - | - | EN 10152 (AENOR, 2017b) |
| Alloy Steel | | | | | | | | | | |
| Ecoinvent | Av. | - | - | 1.14 | | | | | Mo: 0.035<br>Ni: 1.125 | Ecoinvent (ecoinvent Centre, 2021a) |
| 1.0917 | Min<br>Max | <br>0.18 | <br>0.50 | <br>1.20 | <br>0.12 | <br>0.045 | - | - | Ti: 0.30 | EN 10346 (AENOR, 2015a) |
| 1.0951 | Min<br>Max | <br>0.12 | <br>0.50 | <br>0.60 | <br>0.10 | <br>0.045 | - | - | Ti: 0.30 | EN 10346 (AENOR, 2015a) |
| 1.1231 | Min<br>Max | 0.65<br>0.73 | 0.15<br>0.35 | 0.60<br>0.90 | 0.025 | 0.025 | 0.40 | 0.30 | Mo: 0.10<br>Ni: 0.40 | EN 10132 (AENOR, 2021) |
| 1.5525 | Min<br>Max | 0.18<br>0.23 | <br>0.3 | 0.90<br>1.20 | 0.025 | 0.025 | 0.3 | 0.25 | Al: ≥0.02<br>B: 0.0008-0.005 | EN 10269 (AENOR, 2014) |
| Stainless Steel | | | | | | | | | | |
| Ecoinvent | Av. | - | - | - | - | - | 18.0 | - | Ni: 8.0 | Ecoinvent (ecoinvent Centre, 2021c) |
| 1.4016 | Min<br>Max | <br>0.08 | <br>1.00 | <br>1.00 | <br>0.04 | <br>0.015 | 16.0<br>18.0 | - | - | EN 10088-2 (AENOR, 2015b) |
| 1.4104 | Min<br>Max | 0.10<br>0.17 | <br>1.00 | <br>1.50 | <br>0.04 | 0.15<br>0.35 | 15.5<br>17.5 | - | Mo: 0.20-0.60 | EN 10088-3 (AENOR, 2015c) |
| 1.4301 | Min<br>Max | <br>0.07 | <br>1.00 | <br>2.00 | <br>0.045 | <br>0.015 | 17.5<br>19.5 | - | N: 0.10<br>Ni: 8.0-10.5 | EN 10088-2 (AENOR, 2015b) |
| 1.4509 | Min<br>Max | <br>0.03 | <br>1.00 | <br>1.00 | <br>0.04 | <br>0.015 | 17.5<br>18.5 | - | Ti: 0.10-0.60 | EN 10088-2 (AENOR, 2015b) |

### 3.2. Environmental Impact of Steel in an Induction Cooktop

Based on the compositions obtained from standards and using the methodology presented in section 2.3, an LCI was carried out for the 10 steel grades included in the case study. These inventories particularised according to the actual steel composition, allowed a more accurate calculation of the environmental impact.

Table 4 shows the results of the average environmental impact per kilogram of material of the different analysed steel grades, according to CML methodology. The results presented are the percentage of the impact concerning the values obtained for each type of Ecoinvent generic steel, considering these results as the 100% reference.

**Carbon Steel:**

The carbon steel 10270-SH has the highest environmental impact out of all carbon steel grades, including Ecoinvent's generic carbon steel grades. This is mainly because it contains copper, which significantly impacts the environment. However, the impact difference between these steel grades and Ecoinvent's generic carbon steel is small, except for the *abiotic depletion* category, in which the impact is almost 4.5 times higher for 10270-SH. Despite containing only 0.1% copper on average, copper has 70 times higher impact than phosphorus (the following highest environmental impact alloying element) and 930 times higher than manganese, which is the most present element in these steel grades. This is mainly due to smelting copper concentrates to produce copper anodes and electrorefining copper anodes to produce high-grade copper cathodes.

**Alloy Steel:**

Among the studied alloy steel grades, Ecoinvent's generic alloy steel has the highest impact in 8 of the 11 categories analysed. Overall, the deviations among the analysed grades of alloy steel are moderate.

- In the *abiotic depletion* category, only 1.1231 has a higher impact than Ecoinvent's generic alloy steel (178.8%). Steel grade 1.5525 has an impact of 62.1% of Ecoinvent's generic alloy steel, and 1.0917 and 1.0951 have around 13% of its impact. Molybdenum and copper are two relevant alloying elements in this impact category (per kg), with orders of magnitude two or three times higher than the other alloying elements present in the studied alloy steel grades. The impact of molybdenum is given to a greater extent by mining and beneficiation of copper sulphide ores since this element is commonly obtained as a by-product of copper-molybdenum deposits (Henckens et al., 2018) The impact of copper is mainly produced by smelting copper concentrates to make copper anodes and the electrorefining of copper anodes to produce high-grade copper cathodes. Steel grades 1.1231 and 1.5525 are penalised by the presence of these two alloying elements. In contrast, 1.0917 and 1.0951 are free of both molybdenum and copper and also have lower proportions of other alloying elements not so significant for this category, such as manganese, presenting a lower environmental impact.

**Table 4** Environmental Impact per kilogram (CML-IA baseline Methodology).

| | | Abiotic depletion [kg Sb eq] | Abiotic depletion (fossil fuels) [MJ] | Global warming (GWP100y) [kg $CO_2$ eq] | Ozone layer depletion (ODP) [kg CFC-11 eq] | Human toxicity [kg 1,4-DB eq] | Freshwater aquatic ecotox. [kg 1,4-DB eq] | Marine aquatic ecotoxicity [kg 1,4-DB eq] | Terrestrial ecotoxicity [kg 1,4-DB eq] | Photochemical oxidation [kg $C_2H_4$ eq] | Acidification [kg $SO_2$ eq] | Eutrophication [kg $PO_4$--- eq] |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Carbon Steel** | Ecoinvent | 3.80E-06<br>100% | 1.41E+01<br>100% | 1.68E+00<br>100% | 7.16E-08<br>100% | 2.23E+00<br>100% | 3.85E+00<br>100% | 4.70E+03<br>100% | 1.18E-03<br>100% | 8.43E-04<br>100% | 5.02E-03<br>100% | 2.94E-03<br>100% |
| | 10270 SH | 447.9% | 105.4% | 103.0% | 105.2% | 125.6% | 109.5% | 109.6% | 130.0% | 103.8% | 114.5% | 109.4% |
| | 1.0347 | 102.2% | 99.6% | 99.5% | 99.8% | 99.0% | 99.2% | 99.3% | 99.5% | 99.8% | 99.2% | 99.6% |
| **Alloy Steel** | Ecoinvent | 3.44E-05<br>100% | 1.83E+01<br>100% | 2.08E+00<br>100% | 8.78E-08<br>100% | 3.22E+00<br>100% | 6.00E+00<br>100% | 6.96E+03<br>100% | 2.29E-03<br>100% | 9.46E-04<br>100% | 7.33E-03<br>100% | 3.73E-03<br>100% |
| | 1.0917 | 13.4% | 85.4% | 86.1% | 95.2% | 75.7% | 69.4% | 74.3% | 60.0% | 96.0% | 77.3% | 87.0% |
| | 1.0951 | 13.2% | 84.9% | 85.5% | 94.8% | 74.6% | 68.6% | 73.4% | 59.3% | 95.7% | 76.1% | 86.2% |
| | 1.1231 | 178.8% | 87.1% | 87.7% | 90.9% | 148.6% | 84.9% | 88.1% | 125.1% | 96.0% | 88.9% | 97.8% |
| | 1.5525 | 62.1% | 82.9% | 84.8% | 88.7% | 115.5% | 72.3% | 76.7% | 103.5% | 94.1% | 82.8% | 88.3% |
| **Stainless Steel** | Ecoinvent | 1.36E-04<br>100% | 4.90E+01<br>100% | 5.08E+00<br>100% | 2.00E-07<br>100% | 9.68E+01<br>100% | 1.76E+01<br>100% | 1.93E+04<br>100% | 9.00E-02<br>100% | 1.51E-03<br>100% | 2.36E-02<br>100% | 8.31E-03<br>100% |
| | 1.4016 | 67.1% | 53.2% | 57.5% | 55.2% | 91.7% | 29.7% | 36.2% | 87.1% | 73.2% | 43.8% | 59.5% |
| | 1.4104 | 224.4% | 53.6% | 57.8% | 55.5% | 93.0% | 43.9% | 50.8% | 85.4% | 73.5% | 46.5% | 79.7% |
| | 1.4301 | 107.1% | 110.6% | 108.4% | 109.8% | 103.4% | 112.6% | 112.0% | 103.9% | 105.0% | 111.4% | 110.3% |
| | 1.4509 | 71.4% | 57.7% | 61.6% | 66.3% | 97.2% | 33.3% | 40.9% | 92.5% | 79.8% | 48.6% | 64.6% |

- For the impact categories *abiotic depletion (fossil fuels), global warming (GWP100y),* and *ozone layer depletion,* all the particularised steel grades have a slightly lower environmental impact than Ecoinvent's generic alloy steel, with around 85% of its impact for the first two categories and 92% for the *ozone layer depletion* category.
- In *human toxicity* and *terrestrial ecotoxicity* categories, 1.1231 and 1.5525 have higher environmental impacts than Ecoinvent's generic alloy steel, which has the highest environmental impact. As in the *abiotic depletion* category, molybdenum and copper are alloying elements with a high impact per kg. However, both are only one order of magnitude more than the other alloying elements on this occasion. In addition, there is the influence of chromium, which has an environmental impact of the same order of magnitude as the elements mentioned above due to the production of ferrochromium. In this case, the impact of molybdenum is produced in the management of sulphidic tailings, while in the case of copper, it is still the smelting and electrorefining operations. Steel grades 1.1231 and 1.5525 are penalised by the presence of these three alloying elements. On the other hand, 1.0917 and 1.0951 (free of these elements) have the lowest impacts, very similar to each other, and around two-thirds of the impact of Ecoinvent's generic alloy steel.
- As for the impact categories *freshwater aquatic ecotoxicity, marine aquatic ecotoxicity, acidification, and eutrophication*, all particularised alloy steel grades have lower impacts than Ecoinvent's generic alloy steel, not less than 68.6% of its impact. Steel grade 1.0951 has the lowest environmental impact. In these categories, three alloying elements are the most relevant in terms of environmental impact per kg: copper (due to the operations of smelting of copper concentrates to produce copper anodes and electrorefining of copper anodes to produce high-grade copper cathodes), titanium (due to the processes related to production of titanium sponge from titanium tetrachloride), and molybdenum (due to the management of sulphidic tailings). Copper and titanium are present in similar proportions in all the analysed steel grades, so, in this case, they do not significantly influence the impact results. However, 1.1231 has the highest impact among the particularised alloy steel grades because it contains molybdenum (0.05% on average).
- Finally, for the *photochemical oxidation* category, the impacts of the particularised steel grades are very similar to those obtained for Ecoinvent's generic alloy steel and to each other (around 95%).

**Stainless Steel:**

In the case of stainless steel grades, 1.4301 has a more significant impact than Ecoinvent's generic stainless steel in all the CML categories. On the other hand, 1.4104 only has a higher impact in the *abiotic depletion* category, and 1.0917 has the lowest impact in 10 of the 11 categories analysed.

- In the *abiotic depletion* category, 1.4104 and 1.4301 show higher impacts than Ecoinvent's generic stainless steel (224.4% and 107.1%). Steel grades 1.4016 and 1.4509 have similar environmental impacts, with around 70% of the impact of Ecoinvent's generic stainless steel. In general, chromium is an alloying element that influences the impact results of stainless steel, not only because it is a high-impact alloying element per kg (as it is in the *abiotic depletion* category) but also because, as

defined by standards, it is present in a high proportion in this type of steel grades. However, for this category, molybdenum is an alloying element with 115 times more impact (per kg) than chromium (the second highest impact alloying element according to this category). As previously mentioned, the effect of molybdenum is, according to Ecoinvent, due to the mining and beneficiation of copper sulphide ores. This high impact contributes to the fact that 1.410, the only analysed steel grade with molybdenum content, has the highest impact according to this category. On the other hand, 1.4301 is penalised in its impact by the presence of nickel. According to the abiotic depletion category, this alloying element represents a moderate environmental impact. However, it is present in a high proportion in both 1.4301 and Ecoinvent's generic stainless steel.

- For the impact categories *abiotic depletion (fossil fuels), global warming (GWP100y),* and *ozone layer depletion,* 1.4301 has around 110% of the impact of Ecoinvent's generic stainless steel. The rest of the analysed stainless steel grades have a considerably lower impact than Ecoinvent's generic stainless steel (between 53.2% and 66.3% of their impact). In these categories, nickel has a significant impact per kg due to the heat and electricity consumption required to obtain it, which justifies the considerable variation between the steel grades without nickel content and the 1.4301 and Ecoinvent's generic stainless steel. Apart from the influence of nickel, titanium is a relevant alloying element in terms of environmental impact, having an impact five times greater than nickel in the *abiotic depletion (fossil fuels)* and *global warming (GWP100y)* categories and up to 16 times greater in the case of *ozone layer depletion*. The impact of this alloying element is mainly due to the production of titanium sponge from titanium tetrachloride, penalising 1.4509, the only steel grade containing titanium, with a slightly higher impact than the other two studied steel grades (1.4016 and 1.4104).
- In *human toxicity* and *terrestrial ecotoxicity* categories, particularised steel grades show similar environmental impacts to Ecoinvent's generic stainless steel. Steel grade 1.4301 has a slightly higher impact (103%), while the rest have a lower impact than Ecoinvent's generic stainless steel (between 91.7% and 97.2%). In this category, chromium is an alloying element with a high environmental impact due to the production of ferrochromium. As chromium is present in large proportions, its presence strongly influences the impact correlation and explains the slight variations between the impacts of the steel grades. Although 1.4104 has the lowest chromium content, it also contains molybdenum, another high-impact alloying element for this category, and is, therefore, penalised.
- In the *freshwater aquatic ecotoxicity* and *marine aquatic ecotoxicity* categories, 1.4301 impacts around 112% of the impact of Ecoinvent's generic stainless steel. Steel grade 1.4104 impacts around half of the latter. Steel grades 1.4016 and 1.4509 have 30-40% of this impact. In these two categories, nickel plays a major role in the impact due to the treatment of nickel smelter slags in landfills. Although it is not the alloying element with the highest impact, as it is present in large proportions in the case of Ecoinvent's generic stainless steel and 1.4301, these two steel grades are penalised in terms of environmental impact. The two alloying elements with the greatest impact are molybdenum (due to the management of sulphidic tailings) and titanium (due to the management and treatment of BOF slags), which penalise the impact of 1.4104 and 1.4509 over 1.4016. In 1.4301 stainless steel, the largest contribution to impact is made by nickel. Such is the case for the freshwater aquatic ecotoxicity category, in which nickel accounts for 73.6% of the total impact of 1.4301 steel, and for the marine aquatic ecotoxicity category, which accounts for 69.0%. This impact is due to the damage

caused by nickel smelter slags on aquatic ecotoxicity. For this steel grade, nickel is found in a slightly higher proportion than Ecoinvent's generic stainless steel (9.25% on average vs 8%). This higher nickel content, coupled with other alloying elements that contribute to the impact (although in small quantities), results in an environmental impact of 1.4301 higher than Ecoinvent's generic stainless steel. As a result of this analysis, it is verified that the absence of nickel as an alloying element (especially in large proportions) contributes to reducing the environmental impact on aquatic ecotoxicity. 1.4016 and 1.4509, which do not contain nickel or alloying elements with a significant environmental impact, manage to considerably reduce their impact. In the case of 1.4104, steel also contains no nickel but molybdenum (in meagre proportions of 0.4% of average). Molybdenum is the alloying element with the highest environmental impact per kilogram and, therefore, penalises the environmental impact of this grade of steel.

- Something similar occurs with *eutrophication* and *acidification* categories. Molybdenum and titanium are the alloying elements with the highest impact according to these categories, followed by nickel. Nevertheless, nickel has a more moderate environmental impact than in the *freshwater aquatic ecotoxicity* and *marine aquatic ecotoxicity* categories. This is why the impact variations concerning Ecoinvent's generic stainless steel are lower. In this case, 1.4301 has about 111% of the impact of Ecoinvent's generic stainless steel, while for the other steel grades, the effect ranges from 43.8% to 79.7%.
- For the *photochemical oxidation* category, the environmental impact of 1.4301 is slightly higher than Ecoinvent's generic stainless steel (105%). Steel grade 1.4509 has 79.8% of its impact, while 1.4016 and 1.4104 have around 73%. In this category, titanium is the alloying element with the highest environmental impact due to the production of titanium sponge from titanium tetrachloride, which penalises 1.4509, being the only one containing titanium. Nickel has the second highest impact as an alloying element (per kg) in this category. In the case of Ecoinvent's generic stainless steel and 1.4301, nickel is the primary alloying element that contributes to environmental impact (with 45.9% and 50.6%, respectively). This contribution to the impact is due to the photochemical pollution produced by the emissions from the heat required to produce the nickel ferroalloy. The difference between the impact of these two steel grades is that the second one has a slightly higher nickel content (9.25% vs 8%) and chromium (18.5% vs 18%). Chromium accounts for 19.1% of the total impact in 1.4301. In addition, this steel grade has another series of alloying elements (Si, Mn, P, S, N, etc) that contribute to increasing the impact, although to much lesser content. Among the rest of the stainless steel grades analysed, the absence of nickel reduces the environmental impact. Hence, 1.4016 and 1.4104 have a quarter less environmental impact. In the case of 1.4509 steel, it is penalised by titanium, which, although present in a tiny proportion (0.35 on average), accounts for 9.5% of the total impact of this steel.

Analysing globally the environmental impact of all steel grades particularised in this case study (Figure 4), generally, stainless steel grades show the highest environmental impacts. This is because they have a higher content of alloying elements that impact more than ferrous materials. However, this differentiation is even greater in impact categories where chromium has a significant environmental impact per kilogram. Chromium is a characteristic element of stainless steel, which must contain at least 10-12% to have the corrosion resistance characteristic of this type of steel. This is the case of the terrestrial

ecotoxicity, human toxicity, and abiotic depletion categories, especially in the first one, in which chromium is the element with the most significant environmental impact (due to the production of ferrochromium).

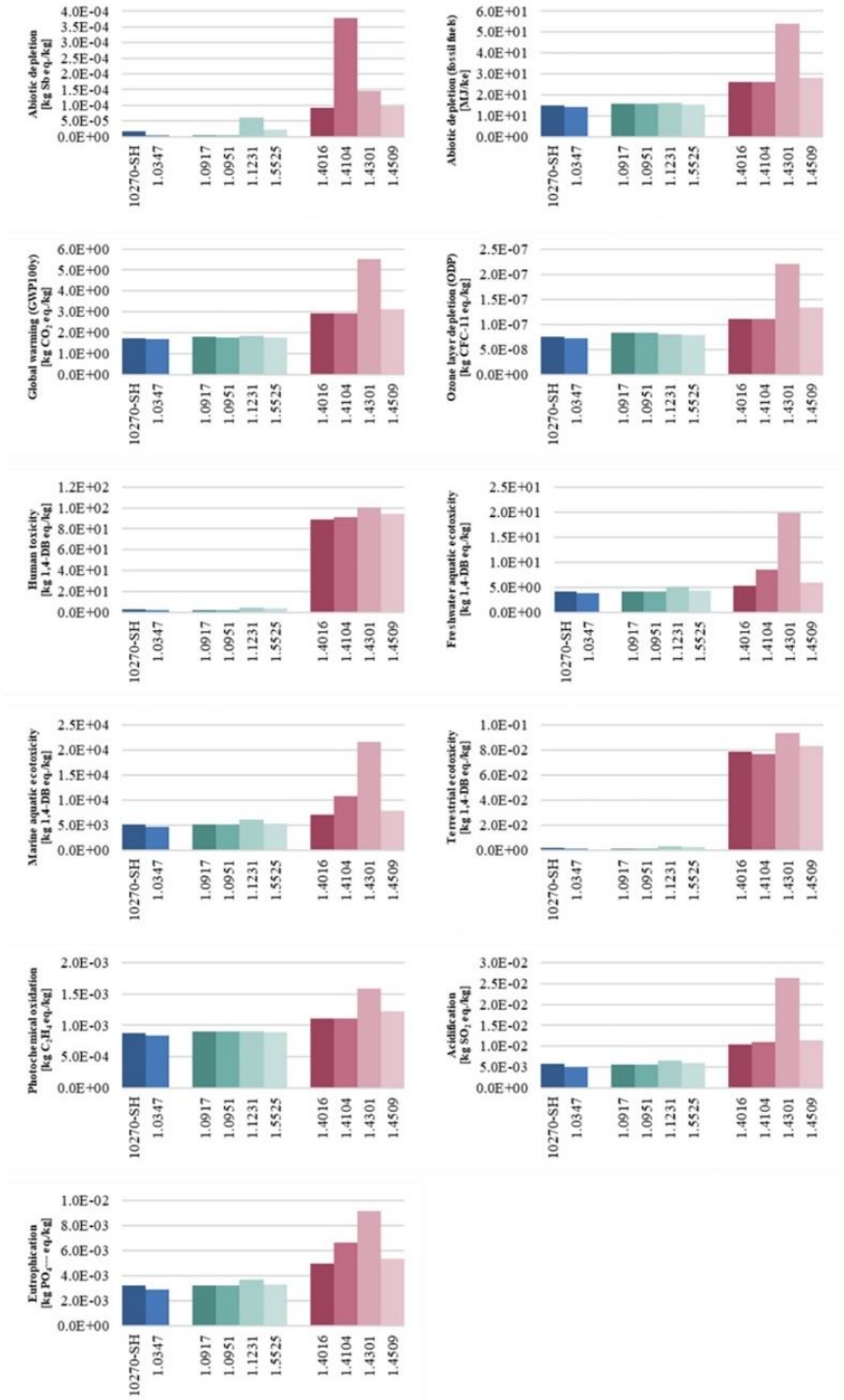
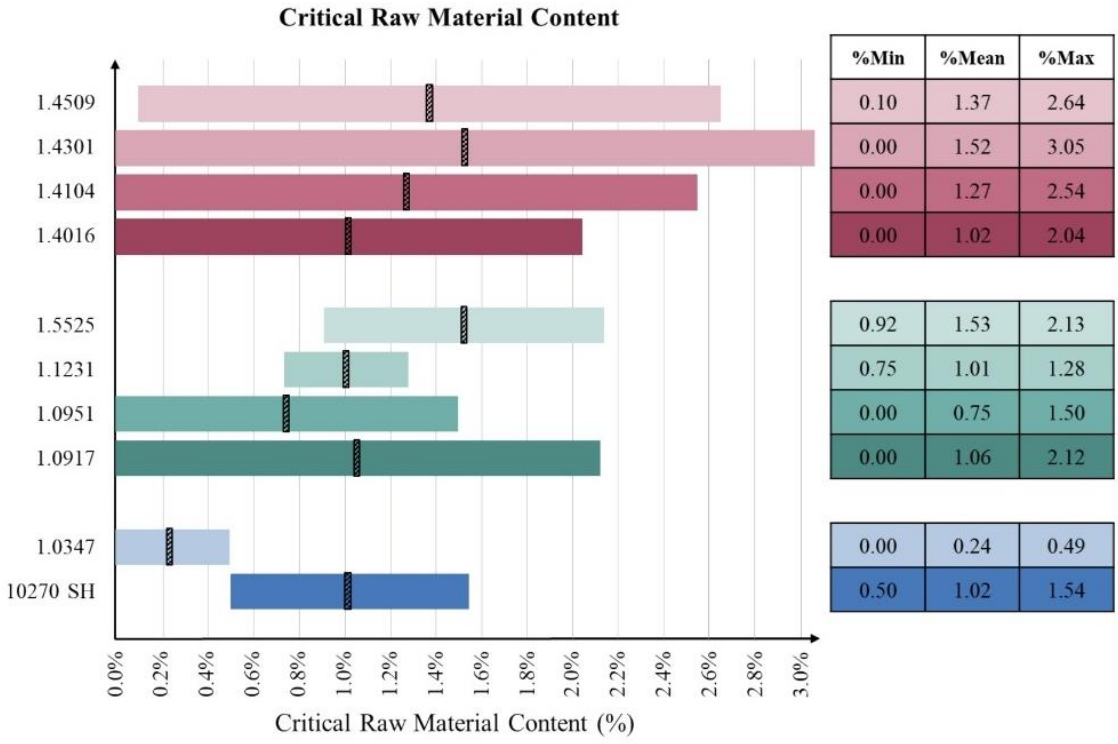



**Figure 4.** Environmental impact comparison of the analysed steel grades

### 3.3. Critical Raw Material Content

Since 2011, the European Union has drawn up lists of critical and strategic materials for European economies. The EU has established specific criteria for identifying and classifying material as critical, regularly reviewed to reflect market developments. The two criteria currently assessed are the economic importance and the material's supply risk. Based on both criteria, it establishes a list of critical materials, updated every three years, with the last update being for 2023 (Milan Grohol et al., 2023).

Once the composition of the different steel grades has been considered, it has also been possible to quantify CRM content for the EU according to the latest list published in 2023(Milan Grohol et al., 2023). To this end, for the LCI established for the calculation of the environmental impact, those raw materials that are considered critical for the EU are added, according to the latest CRM list (2023). These results are shown in Figure 5.




| %Min | %Mean | %Max |
|---|---|---|
| 0.10 | 1.37 | 2.64 |
| 0.00 | 1.52 | 3.05 |
| 0.00 | 1.27 | 2.54 |
| 0.00 | 1.02 | 2.04 |
| 0.92 | 1.53 | 2.13 |
| 0.75 | 1.01 | 1.28 |
| 0.00 | 0.75 | 1.50 |
| 0.00 | 1.06 | 2.12 |
| 0.00 | 0.24 | 0.49 |
| 0.50 | 1.02 | 1.54 |

**Figure 5** CRM content according to 2023 CRM List

The CRM content for Carbon steel grades varies between 0% and 1.54%. As for Alloy steel grades, they are in the range of 0% and 2.13%, and in the case of stainless steel grades, they are up to 3.05%. Stainless steel grades have the highest CRM content among the types of steel studied. Stainless steel 1.4301 has the highest CRM content (1.52%). Carbon steel 1.0347 only has a CRM content of 0.24%.

It should be noted that of all the raw materials used in the manufacture of the steel studied, only certain alloying elements are currently considered CRM, according to the latest

published list (2023). Specifically, aluminium, manganese, silicon, phosphorus, titanium, and boron are CRMs for the EU. These alloying elements are found in very low proportions in the composition of the steel grades studied, giving a low total CRM content.

Results may vary over time based on the economic and geopolitical situation. Results could increase if alloying elements with a greater presence in the studied steel grades were considered CRM, such as nickel (considered a strategic raw material) or chromium. Using steel grades with a lower amount of CRM allows for possible reductions in supply chain risks and price instability.

Although at present, there is no legislation restricting the use of these materials, in 2019, a European standard (EN) 45558:2019 "General method to declare the use of critical raw materials in energy-related products" (CENELEC, 2019), was published, to improve the reusability of recycled components or materials of end-of-life products. Greater knowledge of the content in critical raw materials can contribute to better efficient management of valuable and scarce resources such as many alloying elements of steel. In addition, in 2022, the European Commission published a Recommendation proposing a European "safe and sustainable by design" framework for safe and sustainable chemicals and materials (European Commission. Joint Research Centre., 2022). This framework mentions the need to consider the presence of CRMs qualitatively (i.e., whether they contain them or not), and it is recommended to monitor the use of these materials to minimise or substitute them to reduce the dependence on these resources. Therefore, as proposed in this paper, a quantitative approach would help to consider this issue.

## 4. DISCUSSION

In this subsection, our findings are discussed, focusing on the contribution of alloying elements on the environmental impact and the presence of CRM in steel grades, and finally, the variability of such environmental impacts due to the composition ranges provided by the standards.

Compared to Ecoinvent steel, the environmental impact of particularised steel grades varies from 0.13 to 4.5 times that of the reference. Most differences can be observed in the *abiotic depletion* category from the CML-IA methodology due to the presence of molybdenum and copper. It has been observed that certain alloying elements significantly influence the environmental impact of steel, depending on the impact category analysed.

Molybdenum, copper, and titanium are the alloying elements with the most significant impact. These alloying elements, although present in small percentages in the average composition (0.1-0.6%) in the studied grades of steel, greatly influence the environmental impact of this material.

Molybdenum has greater environmental implications than the other alloying elements, mainly in the abiotic depletion category due to the mine operation and beneficiation, with an environmental impact about 4 times more significant (per kg) than the next alloying element. It also stands out in human toxicity, freshwater aquatic ecotoxicity, marine aquatic ecotoxicity, and eutrophication categories because of the treatment of the sulfidic tailings in mine operations that generate damage in these categories. In all of these categories, molybdenum is the alloying element with the greatest environmental impact. This alloying element is present only in steel grades 1.1231 and 1.4104 (0.05% and 0.4% on average),

penalised in environmental impact in these categories, especially in the abiotic depletion.

Copper also stands out in all impact categories, except abiotic depletion (fossil fuels) and global warming (GWP100y). In eight of the categories, copper is the second element with the highest environmental impact per kg, except in the acidification category, in which it occupies the first place. The operation of smelting of copper concentrates to produce copper anodes or cathodes is the main activity that produces an environmental impact. Copper is content in 10270 SH, 1.1231, and 1.5525 steel grades.

Titanium is a relevant alloying element for the categories of abiotic depletion (fossil fuels), global warming (GWP100y), and ozone layer depletion¸ being the alloying element with the highest environmental impact per kg due to the processes related to the production of titanium sponge from titanium tetrachloride. The influence of titanium on the environmental impact of the steel grades analysed is not so evident. In the case of alloy steel grades, 1.0917 and 1.0951 have 0.15% (average) titanium. However, the other alloy steel grades analysed have almost twice as many alloying elements, contributing to the environmental impact. This is why all alloy steel grades have similar environmental impacts in the mentioned categories. The only stainless steel containing titanium is 1.4509 (0.35% on average). However, their contribution to the total impact is much lower than chromium, that is present in large quantities (18% on average).

Special mention should be made of chromium, not because it has a high environmental impact in most of the categories analysed, but because it is found in large proportions in the case of stainless steels. However, chromium is relevant in the case of terrestrial ecotoxicity and human toxicity categories, being the first and the third alloying elements with the highest impact per kg, respectively. For both categories, this higher impact per kg, added to high percentages in their composition, means that chromium accounts for more than 90% of the total impact in stainless steel grades.

Performing a more detailed analysis of the contribution of alloying elements to the total environmental impact, Figure 6 shows the distribution of the impact (alloying elements, gross metallic charge, and production process) for the different categories analysed. For some impact categories (abiotic depletion, human toxicity, and terrestrial ecotoxicity), their influence is prominent (greater than 98%). It is also significant for the rest of the impact categories, obtaining for many of the steel grades analysed (especially stainless steel) values higher than 50% when the content of alloying elements does not exceed 20% or 30% in the highest cases.

The influence of alloying elements is especially evident in those steel grades with higher alloying elements' content. Thus, in the case of carbon steel, the representation of the environmental impact of alloying elements over the total is very low. This influence is somewhat more significant in alloy steel, but the cases presented in this study do not have an excessive amount of alloying elements. In the case of stainless steels, alloying elements account for more than 98% of the total impact in three of the impact categories analysed: *abiotic depletion*, *human toxicity,* and *terrestrial ecotoxicity*. For 1.4301 steel, which has the highest alloy content of the steel grades analysed, alloying elements account for 72% or more of the impact. For the rest of the stainless steel grades studied, which have a similar total alloy content, the alloying elements account for a moderate impact percentage of 28%-

61% (except for the three impact categories mentioned above).




**Figure 6** Environmental impact distribution of the analysed steel grades. Alloying elements, gross metallic charge, and production process

In the case of the steel grades analysed, it has not only been possible to study the influence of the alloying elements on the environmental impact but also to obtain useful information on their sustainability, incorporating the environmental criterion when selecting the material for one or another application. Thus, for example, in the case of stainless steel grades studied, which are used for the manufacture of aesthetic parts of induction cooktops, following the environmental impact category of global warming (GWP100y) (usually the strongest impact category used by companies (Wright et al., 2011)), we can affirm that 1.4301 is the steel with the highest environmental impact. The remaining stainless steel grades have similar impacts, with 1.4016 having the lowest environmental impact.

Assessing the contribution to impact for the *Global warming (GWP100y)* category, in the case of carbon steel and alloy steel grades analysed, the fundamental contribution is due to the gross metallic charge (between 80% and 88%). The environmental impact in this category is mainly due to the sintering of iron in the production of pig iron, as is the case in *photochemical oxidation*. In the case of stainless steel grades, this contribution of gross metallic charge is lower (around 43-47%) due to the high influence of alloying elements, except for the case of stainless steel 1.4301, in which gross metallic charge only contributes 13%, due to the high Nickel environmental impact that supposes higher percentages for the alloying elements.

A similar impact distribution occurs for *ozone layer depletion* and *acidification* categories. In this case, the gross metallic charge contributes around 69-90% for the analysed carbon steel and alloy steel grades. In the case of stainless steel grades, this contribution is also lower (around 31-51%), except for the case of stainless steel 1.4301 (in which gross metallic charge only contributes 8% and 14% for each category). As seen in the previous section, Nickel is an element that considerably impacts these categories and is found in large proportions in this steel. The major contribution to the environmental impact is due to the coke needed for pig iron production. However, the sintering of iron in pig iron production also contributes to a lesser degree.

In the case of *abiotic depletion (fossil fuels)* and *eutrophication* categories, the gross metallic charge has a similar contribution for the total impact (around 82-93%), but in this case, is mainly due to the coke needed for pig iron production.

In the case of the *freshwater aquatic ecotoxicity* and *marine aquatic ecotoxicity* impact categories, the main contribution to the impact is given by the production process for the carbon steel grades analysed (between 77-85% and 62-69%, respectively) and alloy steel grades (between 64-79% and 52-63% respectively). For these categories, the impact of the production process is mainly due to the impact associated with the landfill treatment of basic oxygen furnace slag. This contribution is lower for stainless steel grades analysed, but especially significant for the case of 1.4016 and 1.4509 (around 1-18%) due to the higher contribution in the impact that alloying elements have in these categories.

In the *human toxicity* category, the contribution to the impact of the production process contributes significantly to the environmental impact, although to a lesser extent than in the previously mentioned categories. This impact is also due to the impact associated with the landfill treatment of basic oxygen furnace slag. However, in this category, and in the case of stainless steel grades, the alloying elements contribute significantly to the impact,

making the production process at most 2%.

It should be noted that the environmental impact of the gross metallic charge and the process is specific to the production process through the BOF route. Therefore, producing steel through more sustainable routes, which would reduce the environmental impact of this production, would mean an increase in the percentage of impact created by the alloying.

Analysing the CRM content, it can be considered low (less than 1.6%). Although practically all the studied steel grades contain materials such as silicon or phosphorus, considered CRM for the European Union, these are found in meagre proportions and do not generate relevant environmental impacts for the studied steel grades. It should be noted that these results are variable over time and may increase considerably considering, as CRM, some alloying elements with a more significant presence in the analysed steel grades, such as nickel or chromium (with high content in stainless steel). As previously explained, the quantity of the different alloying element content is given by ranges, establishing each element's maximum and minimum content. Table 5 shows the variability of the average environmental impact values (which are shown in Table 4).

The *abiotic depletion* category shows the largest variation between maximum and minimum environmental impact. Copper and molybdenum have much higher impacts than other alloying elements, resulting in greater variability for steel grades containing these elements (1.1231, 10270-SH, and 1.4104). For example, 1.1231 (which contains both alloying elements) has a variability of ±93.6% in this category. In this specific case, and according to EN 10132 standard, molybdenum has a composition range of 0-0.1%. The presence of this 0.1%, for the maximum impact composition, implies an increase of 7.21E-05 kg Sb eq., which corresponds to 61% of the total impact.

Although more moderate, the variability of 1.1231 and 1.5525 for *human toxicity* and *terrestrial ecotoxicity* are also significant. In this case, it is due to these steel grades' chromium and copper content.

This variability analysis allows to study the effect on environmental impact of composition ranges given by standards. These ranges, which specify the maximum and minimum % of each alloying element that a steel must content to be considered as a steel grade, in order to ensure the required technical specification. However, these ranges generate uncertainty in the results, in certain cases, it can significantly influence the environmental impact. Thus, due to the way steel grades compositions are defined, the environmental impact variability is significantly high, considering that the variations in alloying elements content, range from 0.5 to 3% for both carbon steel and alloy steel, and from 3 to 8% for stainless steel.

To sum up, on the one hand, the developed methodology has shown that, although steel is one the more commonly used materials worldwide (World Steel Association, n.d.), the three types of steel grades available in Ecoinvent are not enough to consider the influence of the alloying elements. Further research should be carried out to obtain more precise LCI, which would benefit LCA practitioners in both the academy and the industry. On the other hand, it has been shown that current steel grade standards have composition ranges that are too wide from an environmental point of view (especially for *abiotic depletion* and *human toxicity* categories). Although it presents significant technical challenges, a more precise steel grade composition could allow the steel industry to manufacture within the spec of

current standards while lowering the environmental impact and CRM content. This would also help engineers to select steel grade, taking into account its environmental impact with a lower degree of uncertainty.

**Table 5** Variability analysis

| | | 10270 SH | 1.0347 | 1.0917 | 1.0951 | 1.1231 | 1.5525 | 1.4016 | 1.4104 | 1.4301 | 1.4509 |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Abiotic depletion [kg Sb eq./kg] | Min | 3.87E-06 | 3.78E-06 | 3.78E-06 | 3.78E-06 | 3.92E-06 | 3.84E-06 | 8.52E-05 | 8.27E-05 | 1.33E-04 | 9.32E-05 |
| | Max | 3.01E-05 | 3.98E-06 | 5.47E-06 | 5.34E-06 | 1.19E-04 | 3.89E-05 | 9.69E-05 | 5.27E-04 | 1.58E-04 | 1.01E-04 |
| | Var. | ±77.2% | ±2.6% | ±18.3% | ±17.2% | ±93.6% | ±82.0% | ±6.4% | ±72.9% | ±8.4% | ±3.9% |
| Abiotic depletion (fossil fuels) [MJ/kg] | Min | 1.43E+01 | 1.39E+01 | 1.39E+01 | 1.39E+01 | 1.45E+01 | 1.42E+01 | 2.43E+01 | 2.43E+01 | 4.87E+01 | 2.55E+01 |
| | Max | 1.53E+01 | 1.41E+01 | 1.72E+01 | 1.70E+01 | 1.73E+01 | 1.60E+01 | 2.77E+01 | 2.82E+01 | 5.96E+01 | 3.09E+01 |
| | Var. | ±3.4% | ±0.6% | ±10.6% | ±10.0% | ±8.6% | ±5.9% | ±6.4% | ±7.3% | ±10.1% | ±9.5% |
| Global warming (GWP100a) [kg $CO_2$ eq./kg] | Min | 1.69E+00 | 1.66E+00 | 1.67E+00 | 1.66E+00 | 1.70E+00 | 1.70E+00 | 2.81E+00 | 2.80E+00 | 5.05E+00 | 2.93E+00 |
| | Max | 1.76E+00 | 1.68E+00 | 1.92E+00 | 1.89E+00 | 1.94E+00 | 1.83E+00 | 3.03E+00 | 3.06E+00 | 5.96E+00 | 3.32E+00 |
| | Var. | ±2.1% | ±0.5% | ±7.0% | ±6.4% | ±6.5% | ±3.8% | ±3.6% | ±4.4% | ±8.2% | ±6.2% |
| Ozone layer depletion (ODP) [kg CFC-11 eq./kg] | Min | 7.25E-08 | 7.11E-08 | 7.11E-08 | 7.11E-08 | 7.32E-08 | 7.22E-08 | 1.05E-07 | 1.05E-07 | 2.00E-07 | 1.13E-07 |
| | Max | 7.81E-08 | 7.18E-08 | 9.60E-08 | 9.53E-08 | 8.63E-08 | 8.35E-08 | 1.16E-07 | 1.18E-07 | 2.40E-07 | 1.53E-07 |
| | Var. | ±3.7% | ±0.4% | ±14.9% | ±14.5% | ±8.2% | ±7.3% | ±5.1% | ±5.8% | ±9.2% | ±15.0% |
| Human toxicity [kg 1,4-DB eq./kg] | Min | 2.24E+00 | 2.18E+00 | 2.18E+00 | 2.18E+00 | 2.28E+00 | 2.28E+00 | 8.35E+01 | 8.09E01+ | 9.42E+01 | 9.12E+01 |
| | Max | 3.35E+00 | 2.23E+00 | 2.69E+00 | 2.62E+00 | 7.29E+00 | 5.15E+00 | 9.39E+01 | 9.91E+01 | 1.06E+02 | 9.70E+01 |
| | Var. | ±19.8% | ±1.3% | ±10.6% | ±9.3% | ±52.4% | ±38.6% | ±5.9% | ±10.1% | ±5.8% | ±3.1% |
| Freshwater aquatic Ecotoxicity [kg 1,4-DB eq./kg] | Min | 3.86E+00 | 3.78E+00 | 3.78E+00 | 3.78E+00 | 3.90E+00 | 3.92E+00 | 4.99E+00 | 4.95E+00 | 1.76E+01 | 5.26E+00 |
| | Max | 4.57E+00 | 3.86E+00 | 4.55E+00 | 4.46E+00 | 6.30E+00 | 4.76E+00 | 5.47E+00 | 1.05E+01 | 2.21E+01 | 6.47E+00 |
| | Var. | ±8.4% | ±0.9% | ±9.2% | ±8.2% | ±23.5% | ±9.7% | ±4.6% | ±36.1% | ±11.4% | ±10.3% |
| Marine aquatic Ecotoxicity [kg 1,4-DB eq./kg] | Min | 4.72E+03 | 4.62E+03 | 4.62E+03 | 4.62E+03 | 4.78E+03 | 4.79E+03 | 6.67E+03 | 6.60E+03 | 1.93E+04 | 7.07E+03 |
| | Max | 5.58E+03 | 4.72E+03 | 5.72E+03 | 5.60E+03 | 7.49E+03 | 5.88E+03 | 7.35E+03 | 1.30E+04 | 2.40E+04 | 8.77E+03 |
| | Var. | ±8.3% | ±1.0% | ±10.6% | ±9.6% | ±22.1% | ±10.3% | ±4.9% | ±32.7% | ±11.0% | ±10.7% |
| Terrestrial Ecotoxicity [kg 1,4-DB eq./kg] | Min | 1.20E-03 | 1.16E-03 | 1.16E-03 | 1.16E-03 | 1.21E-03 | 1.21E-03 | 7.38E-02 | 7.19E-02 | 8.78E-02 | 8.07E-02 |
| | Max | 1.87E-03 | 1.19E-03 | 1.59E-03 | 1.56E-03 | 4.53E-03 | 3.54E-03 | 8.31E-02 | 8.19E-02 | 9.94E-02 | 8.58E-02 |
| | Var. | ±22.1% | ±1.3% | ±15.8% | ±14.8% | ±57.7% | ±%49.2 | ±5.9% | ±6.6% | ±6.2% | ±3.1% |
| Photochemical Oxidation [kg $C_2H_4$ eq./kg] | Min | 8.55E-04 | 8.40E-04 | 8.50E-04 | 8.45E-04 | 8.54E-04 | 8.51E-04 | 1.09E-03 | 1.09E-03 | 1.50E-03 | 1.10E-03 |
| | Max | 8.95E-04 | 8.43E-04 | 9.67E-04 | 9.66E-04 | 9.62E-04 | 9.30E-04 | 1.12E-03 | 1.13E-03 | 1.67E-03 | 1.32E-03 |
| | Var. | ±2.3% | ±0.2% | ±6.4% | ±6.7% | ±5.9% | ±4.4% | ±1.4% | ±1.9% | ±5.1% | ±9.2% |
| Acidification [kg $SO_2$ eq./kg] | Min | 5.07E-03 | 4.90E-03 | 4.90E-03 | 4.90E-03 | 5.16E-03 | 5.14E-03 | 9.73E-03 | 9.95E-03 | 2.35E-02 | 1.04E-02 |
| | Max | 6.42E-03 | 5.06E-03 | 6.44E-03 | 6.26E-03 | 7.89E-03 | 6.99E-03 | 1.10E-02 | 1.20E-02 | 2.92E-02 | 1.26E-02 |
| | Var. | ±11.8% | ±1.6% | ±13.5% | ±12.2% | ±21.0% | ±15.2% | ±6.0% | ±9.3% | ±10.7% | ±9.9% |
| Eutrophication [kg PO4--- eq./kg] | Min | 2.99E-03 | 2.91E-03 | 2.91E-03 | 2.91E-03 | 3.03E-03 | 2.98E-03 | 4.62E-03 | 5.43E-03 | 8.27E-03 | 4.84E-03 |
| | Max | 3.45E-03 | 2.95E-03 | 3.59E-03 | 3.53E-03 | 4.28E-03 | 3.62E-03 | 5.27E-03 | 7.82E-03 | 1.01E-02 | 5.9E-03 |
| | Var. | ±7.2% | ±0.8% | ±10.5% | ±9.8% | ±17.2% | ±9.7% | ±6.5% | ±18.0% | ±9.8% | ±9.9% |

## 5. CONCLUSIONS

This study presented a step-by-step methodology to calculate the environmental impact of steel grades based on their composition, establishing a method to allocate the combination of raw materials that provide each steel grade's maximum and minimum possible environmental impact. It also helps determine the Critical Raw Material (CRM) content, aiding in the efficient use of resources, as it is currently recommended by the European Commission under the Safe and Sustainable by Design framework.

This methodology offers a valuable tool for a more accurate calculation of the environmental impact of steel. In this way, it is possible to incorporate environmental criteria into the material selection process, among those usually considered, such as mechanical properties or material price, and allow more informed decisions regarding sustainability.

Life Cycle Assessment is an iterative process that is necessary to understand the environmental impact of materials, processes, and products. Each iteration allows practitioners to obtain a deeper understanding of systems from the point of view of their impact on the environment. The calculation methodology presented in the manuscript, although it incurs a series of approximations in terms of manufacturing technology, is based on Ecoinvent data, and the "Best Available Techniques (BAT) in Iron and Steel Production in the European Union" report (Commission of the European Union. Joint Research Centre. Institute for Prospective Technological Studies., 2013). If primary data were available, it should be used to further reduce the uncertainties of the results. This could be a future line of research since it would validate the methodology proposed in the study, not against the BAT report data, but with results obtained from primary data of an LCA of some specific steel grade. The methodology provides an improved understanding about the influence of alloying elements on the environmental impact of steel alloys, and on the efficient management of resources, without needing more specific primary data, except for the composition ranges established by the standards for each steel grade. That would help practitioners of the sector to make more informed and effective decisions and to understand the nature of the life cycle assessment technique, which is complex.

This study has also the potential to develop other future research lines. Among these, it would be possible to develop an analogous methodology that allows the incorporation of composition in the Life Cycle Assessment of steel production by the EAF route, the second most predominant in the world, which mainly use scrap metal for its manufacture. In addition, considering the regulatory trends regarding the presence or absence of critical raw material, it would be interesting to study the monitoring of the CRM content of steel-based products from a life cycle approach. This will allow for better management of scarce resources. Furthermore, it would also be beneficial to explore the functional performance of specific grades of steels used for particular applications and their performance in the use phase, analysing the environmental impact considering potential trade-offs between life cycle stages.

The methodology has been applied to 10 different steel grades categorised as carbon, alloy, and stainless steel, verifying that the material composition significantly influences their

environmental impacts. It has also been possible to analyse the influence of certain alloying elements, such as molybdenum, copper, titanium, or chromium, which contribute to increasing the environmental impact of steel. The variability in the environmental impact for the same grade of steel has been seen due to the wide ranges of composition given by standards. Significant differences have also been obtained in the environmental impact of these steel grades concerning the generic Ecoinvent steel types.

## ACKNOWLEDGEMENT

The study presented in this paper has been partially supported by the Spanish MCIN and by the European Union NextGenerationEU/PRTR under Project CPP2021-008938 MCIN/AEI/10.13039/501100011033 and has been performed by members of the I+AITIIP (DGAT08_20R) research group of the DEFER 2014-2020 "Building Europe from Aragón".

## DECLARATIONS

**Conflict of Interest** The authors declare that they have no known competing financial interests or personal relationships that could have appeared to influence the work reported in this paper.

## REFERENCES

About ecoinvent, 2022. . ecoinvent. URL https://ecoinvent.org/the-ecoinvent-association/ (accessed 7.1.22).

AENOR, 2021. UNE-EN 10132 Cold rolled narrow steel strip for heat treatment. Technical delivery conditions. Madrid, España.

AENOR, 2017a. UNE-EN 10270-1:2012+A1 Steel wire for mechanical springs. Part 1: Patented cold drawn unalloyed spring steel wire. Madrid, España.

AENOR, 2017b. UNE-EN 10152 Electrolytically zinc coated cold rolled steel flat products for cold forming. Technical delivery conditions. Madrid, España.

AENOR, 2015a. UNE-EN 10346 Continuously hot-dip coated steel flat products for cold forming. Technical delivery conditions. Madrid, España. https://doi.org/10.3403/30280396

AENOR, 2015b. UNE-EN 10088-2 Stainless steels. Part 2: Technical delivery conditions for sheet/plate and strip of corrosion resisting steels for general purposes. Madrid, España.

AENOR, 2015c. UNE-EN 10088-3 Stainless steel. Part 3: Technical delivery conditions for semi-finished products, bars, rods, wire, sections and bright products of corrosion resisting steels for general purposes. Madrid, España.

AENOR, 2014. UNE-EN 10269 Steels and nickel alloys for fasteners with specified elevated and/or low temperature properties. Madrid, España.

AENOR, 2006a. Environmental management. Life cycle assessment. Principles and framework. (ISO 14040:2006) (No. ISO 14040:2006). Asociación Española de Normalización, Madrid, España.

AENOR, 2006b. Environmental management. Life cycle assessment. Requirements and guidelines (ISO 14044:2006) (No. ISO 14044:2006). Asociación Española de Normalización, Madrid, España.

AENOR, 2001. Definition and classification of grades of steel. (UNE-EN 10020). Asociación Española de Normalización, Madrid, España.

Aghazadeh, E., Yildirim, H., 2021. Assessment the effective parameters influencing the sustainable materials selection in construction projects from the perspective of different stakeholders. Materials Today: Proceedings 43, 2443–2454. https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.02.280

Ajith, S., Vikas Sharma, S., Bharath, N., Babu, J., Balasubramanyan, R., 2022. A decision support system for materials selection using proximity indexed value method. Materials Today: Proceedings. https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.06.341

Almeida, C.M.V.B., Rodrigues, A.J.M., Agostinho, F., Giannetti, B.F., 2017. Material selection for environmental responsibility: the case of soft drinks packaging in Brazil. Journal of Cleaner Production, Cleaner production towards a sustainable transition 142, 173–179. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.130

Axelson, M., Oberthür, S., Nilsson, L.J., 2021. Emission reduction strategies in the EU steel industry: Implications for business model innovation. Journal of Industrial Ecology 25, 390–402. https://doi.org/10.1111/jiec.13124

Backes, J.G., Suer, J., Pauliks, N., Neugebauer, S., Traverso, M., 2021. Life Cycle Assessment of an Integrated Steel Mill Using Primary Manufacturing Data: Actual Environmental Profile. Sustainability 13, 3443. https://doi.org/10.3390/su13063443

Bailera, M., Lisbona, P., Peña, B., Romeo, L.M., 2021. A review on CO2 mitigation in the Iron and Steel industry through Power to X processes. Journal of CO2 Utilization 46, 101456. https://doi.org/10.1016/j.jcou.2021.101456

Baki, R., 2022. An Integrated Multi-criteria Structural Equation Model for Green Supplier Selection. Int. J. of Precis. Eng. and Manuf.-Green Tech. 9, 1063–1076. https://doi.org/10.1007/s40684-021-00415-7

Black, J.T., Kohser, R.A., DeGarmo, E.P., 2008. DeGarmo's materials and processes in manufacturing, 10th ed. ed. Wiley, Hoboken, NJ.

Borchardt, M., Wendt, M.H., Pereira, G.M., Sellitto, M.A., 2011. Redesign of a component based on ecodesign practices: environmental impact and cost reduction achievements. Journal of Cleaner Production 19, 49–57. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.08.006

Brondi, C., Carpanzano, E., 2011. A modular framework for the LCA-based simulation of production systems. CIRP Journal of Manufacturing Science and Technology, Production Networks Sustainability 4, 305–312. https://doi.org/10.1016/j.cirpj.2011.06.006

Burchart-Korol, D., 2013. Life cycle assessment of steel production in Poland: a case study. Journal of Cleaner Production 54, 235–243. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.04.031

Casanovas-Rubio, M. del M., Armengou, J., 2018. Decision-making tool for the optimal selection of a domestic water-heating system considering economic, environmental and social criteria: Application to Barcelona (Spain). Renewable and Sustainable Energy Reviews 91, 741–753. https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.040

CENELEC, 2019. EN 45558:2019 General method to declare the use of critical raw materials in energy-related products.

Chen, H., Zhao, L., Lu, S., Lin, Z., Wen, T., Chen, Z., 2022. Progress and Perspective of Ultra-High-Strength Martensitic Steels for Automobile. Metals 12, 2184. https://doi.org/10.3390/met12122184

Classen, M., Althaus, H.-J., Blaser, S., Scharnhorst, W., 2009. Life Cycle Inventories of Metals. Final report ecoinvent data v2.1 (No. 10). Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.

Commission of the European Union. Joint Research Centre. Institute for Prospective Technological Studies., 2013. Best available techniques (BAT) reference document for iron and steel production: industrial emissions Directive 2010/75/EU : integrated pollution prevention and control. Publications Office, Luxembourg.

Crenna, E., Secchi, M., Benini, L., Sala, S., 2019. Global environmental impacts: data sources and methodological choices for calculating normalization factors for LCA. Int J Life Cycle Assess 24, 1851–1877. https://doi.org/10.1007/s11367-019-01604-y

Dani, A.A., Roy, K., Masood, R., Fang, Z., Lim, J.B.P., 2022. A Comparative Study on the Life Cycle Assessment of New Zealand Residential Buildings. Buildings 12, 50. https://doi.org/10.3390/buildings12010050

Dér, A., Kaluza, A., Reimer, L., Herrmann, C., Thiede, S., 2022. Integration of Energy Oriented Manufacturing Simulation into the Life Cycle Evaluation of Lightweight Body Parts. Int. J. of Precis. Eng. and Manuf.-Green Tech. 9, 899–918. https://doi.org/10.1007/s40684-021-00412-w

Dornfeld, D.A., 2014. Moving towards green and sustainable manufacturing. Int. J. of Precis. Eng. and Manuf.-Green Tech. 1, 63–66. https://doi.org/10.1007/s40684-014-0010-7

Duan, Y., Li, N., Mu, H., Gui, S., 2017. Research on CO2 Emission Reduction Mechanism of China's Iron and Steel Industry under Various Emission Reduction Policies. Energies 10, 2026. https://doi.org/10.3390/en10122026

ecoinvent Centre, 2021a. steel production, converter, low-alloyed_RER_2023_Undefined.pdf (ecoinvent 3.8 Dataset Documentation), steel production, converter, low-alloyed - RER. ecoinvent.

ecoinvent Centre, 2021b. steel production, converter, unalloyed_RER_2023_Undefined.pdf (ecoinvent 3.8 Dataset Documentation), steel production, converter, unalloyed - RER. ecoinvent.

ecoinvent Centre, 2021c. steel production, electric, chromium steel 18/8 RER_2023_Undefined (ecoinvent 3.8 Dataset Documentation), steel production, electric, chromium steel 18/8. ecoinvent.

Emovon, I., 2020. Application of MCDM method in material selection for optimal design: A review. Materials 21. https://doi.org/doi.org/10.1016/j.rinma.2020.100115

European Commission, 2020. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - A new Circular Economy Action Plan For a cleaner and more competitive Europe. Brussels.

European Commission, 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 Materials Initiative.

European Commission. Joint Research Centre., 2022. Safe and sustainable by design chemicals and materials: framework for the definition of criteria and evaluation procedure for chemicals and materials. Publications Office, LU.

European Parliament, 2017. The Ecodesign Directive(2009/125/EC): European implementation assessment. Publications Office, LU.

Fan, Z., Friedmann, S.J., 2021. Low-carbon production of iron and steel: Technology options, economic assessment, and policy. Joule 5, 829–862. https://doi.org/10.1016/j.joule.2021.02.018

Feng, R., Pan, J., Zhang, J., Shao, Y., Chen, B., Fang, Z., Roy, K., Lim, J.B.P., 2023. Effects of corrosion morphology on the fatigue life of corroded Q235B and 42CrMo steels: Numerical modelling and proposed design rules. Structures 57, 105136. https://doi.org/10.1016/j.istruc.2023.105136

Ferrari, A.M., Volpi, L., Settembre-Blundo, D., García-Muiña, F.E., 2021. Dynamic life cycle assessment (LCA) integrating life cycle inventory (LCI) and Enterprise resource planning (ERP) in an industry 4.0 environment. Journal of Cleaner Production 286, 125314. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125314

Frischknecht, R., Rebitzer, G., 2005. The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database. Journal of Cleaner Production, Life Cycle Assessment 13, 1337–1343. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.05.002

Gillott, C., Mihkelson, W., Lanau, M., Cheshire, D., Densley Tingley, D., 2023. Developing Regenerate: A circular economy engagement tool for the assessment of new and existing buildings. J of Industrial Ecology 27, 423–435. https://doi.org/10.1111/jiec.13377

Giudice, F., La Rosa, G., Risitano, A., 2005. Materials selection in the Life-Cycle Design process: a method to integrate mechanical and environmental performances in optimal choice. Materials & Design 26, 9–20. https://doi.org/10.1016/j.matdes.2004.04.006

Godoy León, M.F., Blengini, G.A., Matos, C.T., Dewulf, J., 2022. Long-term retrospective analysis of the societal metabolism of cobalt in the European Union. Journal of Cleaner Production 338, 130437. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130437

Graedel, T.E., Harper, E.M., Nassar, N.T., Nuss, P., Reck, B.K., 2015. Criticality of metals and metalloids. Proc Natl Acad Sci USA 112, 4257–4262. https://doi.org/10.1073/pnas.1500415112

Han, C., Lee, J., Choi, Y.S., Park, S.-H., Park, S., 2019. Methods of Improving Mechanical Integrity of Center-Link Chains for a Trolley Conveyor System. Int. J. Precis. Eng. Manuf. 20, 301–312. https://doi.org/10.1007/s12541-019-00016-0

He, K., Wang, L., 2017. A review of energy use and energy-efficient technologies for the iron and steel industry. Renewable and Sustainable Energy Reviews 70, 1022–1039. https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.12.007

Henckens, M.L.C.M., Driessen, P.P.J., Worrell, E., 2018. Molybdenum resources: Their depletion and safeguarding for future generations. Resources, Conservation and Recycling 134, 61–69. https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.03.002

Hu, R., Zhang, C., 2017. Discussion on energy conservation strategies for steel industry: Based on a Chinese firm. Journal of Cleaner Production 166, 66–80. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.07.249

Hua, N.P., Kelly, J.C., Lewis, G.M., Keoleian, G.A., 2022. Regional analysis of aluminum and steel flows into the American automotive industry. J of Industrial Ecology 26, 1318–1332. https://doi.org/10.1111/jiec.13268

(IMOA), International Chromium Development Association (ICDA), Nickel Insitute, Toronto, Canada, 2020. Practical Guidelines for the Fabrication of Austenitic Stainless STeels.

Iosif, A.-M., Hanrot, F., Ablitzer, D., 2008. Process integrated modelling for steelmaking Life Cycle Inventory analysis. Environmental Impact Assessment Review 28, 429–438. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2007.10.003

Johnston, R.P.D., McGrath, T., Nanukuttan, S., Lim, J.B.P., Soutsos, M., Chiang, M.C., Masood, R., Rahman, M.A., 2018. Sustainability of Cold-formed Steel Portal Frames in Developing Countries in the Context of Life Cycle Assessment and Life Cycle Costs. Structures 13, 79–87. https://doi.org/10.1016/j.istruc.2017.11.003

Kalpakjian, S., Schmid, S.R., Espinoza Limón Jaime, 2008. Manufactura, ingeniería y tecnología. Pearson Educacion, México, D.F.

Kappenthuler, S., Seeger, S., 2021. Holistic evaluation of the suitability of metal alloys for sustainable marine construction from a technical, economic and availability perspective. Ocean Engineering 219, 108378. https://doi.org/10.1016/j.oceaneng.2020.108378

Kildahl, H., Wang, L., Tong, L., Ding, Y., 2023. Cost effective decarbonisation of blast furnace – Basic oxygen furnace steel production through thermochemical sector coupling. Journal of Cleaner Production 135963. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.135963

Kim, S.W., Kong, J.H., Lee, S.W., Lee, S., 2022. Recent Advances of Artificial Intelligence in Manufacturing Industrial Sectors: A Review. Int. J. Precis. Eng. Manuf. 23, 111–129. https://doi.org/10.1007/s12541-021-00600-3

Leiden University, 2016. CML-IA Characterisation Factors [WWW Document]. Leiden University. URL https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors (accessed 7.1.22).

Li, F., Chu, M., Tang, J., Liu, Z., Wang, J., Li, S., 2021. Life-cycle assessment of the coal gasification-shaft furnace-electric furnace steel production process. Journal of Cleaner Production 287, 125075. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125075

Liu, J., Daigo, I., Panasiuk, D., Dunuwila, P., Hamada, K., Hoshino, T., 2022. Impact of recycling effect in comparative life cycle assessment for materials selection - A case study of light-weighting vehicles. Journal of Cleaner Production 349, 131317. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131317

Lütkehaus, H., Pade, C., Oswald, M., Brand, U., Naegler, T., Vogt, T., 2022. Measuring raw-material criticality of product systems through an economic product importance indicator: a case study of battery-electric vehicles. Int J Life Cycle Assess 27, 122–137. https://doi.org/10.1007/s11367-021-02002-z

Margallo, M., Ruiz-Salmón, I., Laso, J., Bala, A., Colomé, R., Gazulla, C., Fullana-i-Palmer, P., Aldaco, R., 2021. Combining technical, environmental, social and economic aspects in a life-cycle ecodesign methodology: An integrated approach for an electronic toy. Journal of Cleaner Production 278, 123452. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123452

Mendoza Beltran, A., Cox, B., Mutel, C., Vuuren, D.P., Font Vivanco, D., Deetman, S., Edelenbosch, O.Y., Guinée, J., Tukker, A., 2020. When the Background Matters: Using Scenarios from Integrated Assessment Models in Prospective Life Cycle Assessment. Journal of Industrial Ecology 24, 64–79. https://doi.org/10.1111/jiec.12825

Meng, Q., Li, F., Zhou, L., Li, J., Ji, Q., Yang, X., 2015. A rapid life cycle assessment method based on green features in supporting conceptual design. Int. J. of Precis. Eng. and Manuf.-Green Tech. 2, 189–196. https://doi.org/10.1007/s40684-015-0023-x

Milan Grohol, Constanze Veeh, European Commission, 2023. European Commission, Study on the Critical Raw Materials for the EU 2023 – Final Report. Luxembourg.

Mitrašinović, A., Tomić, M., 2022. Functional and Environmental Advantage of Cleaning Ti5B1 Master Alloy. Int. J. of Precis. Eng. and Manuf.-Green Tech. 9, 783–793. https://doi.org/10.1007/s40684-021-00339-2

Murray, G.T. (Ed.), 1997. Handbook of materials selection for engineering applications, Mechanical engineering. M. Dekker, New York.

Nechifor, V., Calzadilla, A., Bleischwitz, R., Winning, M., Tian, X., Usubiaga, A., 2020. Steel in a circular economy: Global implications of a green shift in China. World

Development 127, 104775. https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.104775

Nezamoleslami, R., Hosseinian, S.M., 2020. An improved water footprint model of steel production concerning virtual water of personnel: The case of Iran. Journal of Environmental Management 260, 110065. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110065

Ogunseitan, O.A., Schoenung, J.M., 2012. Human health and ecotoxicological considerations in materials selection for sustainable product development. MRS Bulletin 37, 356–363. https://doi.org/10.1557/mrs.2012.8

Otto, A., Robinius, M., Grube, T., Schiebahn, S., Praktiknjo, A., Stolten, D., 2017. Power-to-Steel: Reducing CO2 through the Integration of Renewable Energy and Hydrogen into the German Steel Industry. Energies 10, 451. https://doi.org/10.3390/en10040451

Panasiuk, D., Daigo, I., Hoshino, T., Hayashi, H., Yamasue, E., Tran, D.H., Sprecher, B., Shi, F., Shatokha, V., 2022. International comparison of impurities mixing and accumulation in steel scrap. J of Industrial Ecology 26, 1040–1050. https://doi.org/10.1111/jiec.13246

Perpiñán, J., Bailera, M., Peña, B., Romeo, L.M., Eveloy, V., 2023. Technical and economic assessment of iron and steelmaking decarbonization via power to gas and amine scrubbing. Energy 276, 127616. https://doi.org/10.1016/j.energy.2023.127616

Pina, C., Elduque, D., Javierre, C., Martínez, E., Jiménez, E., 2015. Influence of mechanical design on the evolution of the environmental impact of an induction hob. Int J Life Cycle Assess 20, 937–946. https://doi.org/10.1007/s11367-015-0890-y

Pollard, J., Osmani, M., Cole, C., Grubnic, S., Colwill, J., 2021. A circular economy business model innovation process for the electrical and electronic equipment sector. Journal of Cleaner Production 305, 127211. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127211

Pollini, B., Rognoli, V., 2021. Early-stage material selection based on life cycle approach: tools, obstacles and opportunities for design. Sustainable Production and Consumption 28, 1130–1139. https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.07.014

Pons, J.J., Villalba Sanchis, I., Insa Franco, R., Yepes, V., 2020. Life cycle assessment of a railway tracks substructures: Comparison of ballast and ballastless rail tracks. Environmental Impact Assessment Review 85, 106444. https://doi.org/10.1016/j.eiar.2020.106444

Rödger, J.-M., Beier, J., Schönemann, M., Schulze, C., Thiede, S., Bey, N., Herrmann, C., Hauschild, M.Z., 2021. Combining Life Cycle Assessment and Manufacturing System Simulation: Evaluating Dynamic Impacts from Renewable Energy Supply on Product-Specific Environmental Footprints. Int. J. of Precis. Eng. and Manuf.-Green Tech. 8, 1007–1026. https://doi.org/10.1007/s40684-020-00229-z

Rojas-Cardenas, J.C., Hasanbeigi, A., Sheinbaum-Pardo, C., Price, L., 2017. Energy efficiency in the Mexican iron and steel industry from an international perspective. Journal of Cleaner Production 158, 335–348. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.092

Roy, K., Dani, A.A., Ichhpuni, H., Fang, Z., Lim, J.B.P., 2022a. Improving Sustainability of Steel Roofs: Life Cycle Assessment of a Case Study Roof. Applied Sciences 12, 5943. https://doi.org/10.3390/app12125943

Roy, K., Dani, A.A., Say, V., Fang, Z., Lim, J.B.P., 2022b. The Circular Economy of Steel Roofing and Cladding and Its Environmental Impacts—A Case Study for New Zealand. Sustainability 14, 16832. https://doi.org/10.3390/su142416832

Sala, S., Amadei, A.M., Beylot, A., Ardente, F., 2021. The evolution of life cycle assessment in European policies over three decades. Int J Life Cycle Assess 26, 2295–2314. https://doi.org/10.1007/s11367-021-01893-2

Schneider, F., Das, J., Kirsch, B., Linke, B., Aurich, J.C., 2019. Sustainability in Ultra Precision and Micro Machining: A Review. Int. J. of Precis. Eng. and Manuf.-Green Tech. 6, 601–610. https://doi.org/10.1007/s40684-019-00035-2

Seetharaman, S., McLean, A., Guthrie, R., Sridhar, S. (Eds.), 2014. Treatise on Process Metallurgy. Industrial processess, Treatise on process metallurgy. Elsevier, Amsterdam.

Sen, B., Mia, M., Krolczyk, G.M., Mandal, U.K., Mondal, S.P., 2021. Eco-Friendly Cutting Fluids in Minimum Quantity Lubrication Assisted Machining: A Review on the Perception of Sustainable Manufacturing. Int. J. of Precis. Eng. and Manuf.-Green Tech. 8, 249–280. https://doi.org/10.1007/s40684-019-00158-6

Shi, G., Zhao, H., Gao, Y., 2022. Development of triple grades hybrid high-performance steel structure (TGHSS): Concept and experiments. Engineering Structures 266, 114654. https://doi.org/10.1016/j.engstruct.2022.114654

Song, Jiayuan, Jiang, Zeyi, Ding, Yulong, 2019. Analysis and Evaluation of Material Flow in Different Steel Production Processes by gPROMS-based Simulation. Energy Procedia 158, 4218–4223. https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.01.806

Suer, J., Traverso, M., Jäger, N., 2022. Review of Life Cycle Assessments for Steel and Environmental Analysis of Future Steel Production Scenarios. Sustainability 14, 14131. https://doi.org/10.3390/su142114131

The European Steel Association, 2021. European Steel in Figures 2021.pdf.

Turner, D., Symeonidis, A., 2020. Life cycle inventories for the treatment of iron and steel industry by-products. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zürich.

van Dijk, H.A.J., Cobden, P.D., Lundqvist, M., Cormos, C.C., Watson, M.J., Manzolini, G., van der Veer, S., Mancuso, L., Johns, J., Sundelin, B., 2017. Cost Effective CO2 Reduction in the Iron & Steel Industry by Means of the SEWGS Technology: STEPWISE Project. Energy Procedia 114, 6256–6265. https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.1764

Various authors, PRé Sustainability, 2020. SimaPro database manual. Methos library (No. 4.15). Amersfoort, Netherlands.

Wang, G.C., 2016. Ferrous metal production and ferrous slags, in: The Utilization of Slag in Civil Infrastructure Construction. Elsevier, pp. 9–33. https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100381-7.00002-1

Wang, P., Kara, S., Hauschild, M.Z., 2018. Role of manufacturing towards achieving circular economy: The steel case. CIRP Annals 67, 21–24. https://doi.org/10.1016/j.cirp.2018.04.049

Wiedema, B.P., Bauer, C., Hischier, R., Mutel, C., Nemecek, T., Reinhard, J., Vadenbo, C.O., Wernet, G., 2013. Overview and methodology. Data quality guideline for the ecoinvent database version 3 (No. 1). The ecoinvent Centre, St. Gallen.

World Steel Association, n.d. World Steel in Figures 2022. worldsteel.org. URL https://worldsteel.org/steel-topics/statistics/world-steel-in-figures-2022/ (accessed 9.13.23).

Worldsteel Association [WWW Document], 2021. . About Steel. URL http://www.worldsteel.org/about-steel.html (accessed 7.1.22).

Wright, L.A., Kemp, S., Williams, I., 2011. 'Carbon footprinting': towards a universally accepted definition. Carbon Management 2, 61–72. https://doi.org/10.4155/cmt.10.39

Yang, K., Wang, L., Sun, Z., Liu, J., Liu, S., Jin, X., 2022. Effect of silicon addition on phosphorus segregation at grain boundary and temper embrittlement of Fe-C-Mn-xSi steels. Materials Letters 320, 132342. https://doi.org/10.1016/j.matlet.2022.132342

Zhao, R., Su, H., Chen, X., Yu, Y., 2016. Commercially Available Materials Selection in Sustainable Design: An Integrated Multi-Attribute Decision Making Approach. Sustainability 8, 79. https://doi.org/10.3390/su8010079