



ZERO
WASTE
EUROPE

Un legado tóxico

Cenizas de fondo en la economía circular
europea

Informe de investigación
Dr Andrew Neil Rollinson
Mayo de 2026
zerowasteeurope.eu



Contenido

5 Resumen ejecutivo

6 Siglas

8 Introducción

10 Antecedentes

11 ¿Qué son las cenizas de fondo?

12 ¿Cómo se producen las cenizas de fondo?

13 ¿Cómo (y por qué) se procesan las cenizas de fondo?

15 ¿De qué manera se regula el uso de las cenizas de fondo?

16 Método y terminología

17 Resultados del estudio

18 Parte 1 – Cuestiones relativas a la reglamentación (La reglamentación importa)

19 ¿Es inerte la ceniza de fondo?

19 Las cenizas de fondo ¿son residuos peligrosos?

19 La definición del Convenio de Basilea

19 Clasificaciones europeas de residuos

22 Estudio de caso 1 en el Reino Unido – El salvaje Oeste regulatorio de Europa: un protocolo de ensayos deficiente para determinar la "peligrosidad"

- 23 El uso de las cenizas de fondo ¿puede considerarse como 'reciclaje'?
- 24 ¿Puede el uso de la «fracción mineral» ayudar a cumplir con los objetivos climáticos?
- 19 Estudio de caso 2 en el Reino Unido - El salvaje Oeste regulatorio de Europa: escurrimiento de las aguas residuales de las pilas de acopio

30 Parte 2 – Enfoque centrado en las sustancias peligrosas

- 30 Contaminantes orgánicos
 - 31 Microplásticos
 - 32 PFAS
 - 34 Debate – pérdida por ignición: una prueba irrefutable
- 35 Elementos potencialmente tóxicos: ¿puede su procesamiento inmovilizarlos?
- 35 Lavado de las cenizas de fondo de la incineración (IBA): ventajas y desventajas
- 36 Envejecimiento y tratamiento avanzado de las IBA: ventajas y desventajas
- 38 Estudio de caso 1 en Alemania – Desarrollos recientes en Alemania: HMVA-1 y HMVA-2
- 39 Debate sobre los ensayos de lixiviación y sus limitaciones
- 40 Seguridad e integridad de los áridos y el concreto con cenizas de fondo de la incineración (IBA)
- 41 Estudio de caso 3 en el Reino Unido – Incidente de Nortrader

43 Factores determinantes y comentarios sobre las perspectivas futuras

45 Referencias

36 Referencias

Resumen ejecutivo

En toda Europa, resultan incoherentes los diferentes enfoques para el uso de las cenizas de fondo de la incineración (IBA, por sus siglas en inglés) en carreteras y caminos, así como en hormigón y bloques de cemento. Este material de desecho, una mezcla de polvo, ceniza, vidrio, arena, piedras y baldosas también contiene contaminantes orgánicos persistentes (COP) y elementos potencialmente tóxicos (EPT). Estas sustancias pueden filtrarse al medio ambiente circundante en un amplio rango de condiciones y en diferentes horizontes temporales.

La reglamentación es endeble y fragmentada, y la toma de decisiones a menudo prioriza los márgenes de beneficio a nivel industrial por sobre la protección de la salud humana y ambiental. Los estudios de caso evidencian una condición de "salvaje Oeste" regulatorio, donde se permite el vertido de aguas residuales sin tratar, combinado con una dependencia de protocolos de ensayo diseñados por la industria que permiten de manera permisiva una clasificación como no peligroso de un material que es a todas luces nocivo.

Los microplásticos y las sustancias perfluoroalquiladas (PFAS) se encuentran presentes entre los numerosos contaminantes orgánicos en las cenizas de fondo que no están regulados como corresponde. Los métodos de procesamiento destinados a mejorar la calidad de las cenizas de fondo (IBA) no están estandarizados, son insuficientes para la eliminación de sustancias tóxicas, e implican a menudo compensaciones en las que una medida que apunta a la mejora aumenta el riesgo de contaminación por otras sustancias. En la práctica, las vías que conducen al riesgo varían según la jurisdicción.

En aplicaciones no ligadas, la principal preocupación es la liberación de lixiviados y la dispersión incontrolada de contaminantes a lo largo del tiempo, en especial cuando el monitoreo y los controles de final de vida son limitados. La estabilidad estructural a largo plazo de las IBA sigue siendo una preocupación para las aplicaciones ligadas debido al potencial de hinchamiento y agrietamiento por la liberación de gases. Mientras tanto, apenas se reconocen los riesgos para la salud laboral —derivados del corte, la perforación, el esmerilado y actividades similares que implican el uso de IBA en el hormigón y el cemento.

En Europa, desde el punto de vista jurídico, la producción de cenizas de fondo (a través de la incineración de residuos) no se considera reciclaje, ni tampoco el uso de su "fracción mineral" en aplicaciones de ingeniería civil. Únicamente la extracción de metales de las cenizas de fondo (IBA) se considera como reciclaje.

El principal motor para el uso de cenizas de fondo como material de construcción son los altos costos de eliminación para la industria, más que cualquier beneficio medioambiental. El uso de la «fracción mineral» de las cenizas de fondo propaga sustancias peligrosas por todo el entorno de la construcción, lo que genera un legado tóxico para las generaciones futuras, a pesar del requisito de la Comisión Europea de que cualquier economía circular futura sea «libre de tóxicos».

Siglas

(BA) Cenizas de fondo

(BREF) Documento de referencia sobre las mejores técnicas disponibles

(CE) Comisión Europea

(CEAP) Plan de Acción para la Economía Circular (CE, 2020)

(CEWEP) Confederación Europea de Plantas de Valorización Energética de los Residuos

(CLP) Clasificación, etiquetado y envasado de sustancias y mezclas (UE, 2008a)

(COP) Contaminantes orgánicos persistentes

(DEI) Directiva sobre emisiones industriales (UE, 2010)

(DMR) Directiva Marco sobre Residuos (UE, 2008b)

(EA) Agencia de Medio Ambiente (Reino Unido)

(ECHA) Agencia Europea de Sustancias y Mezclas Químicas

(EfW) Energía procedente de residuos“

(EoW) Fin de condición de residuo

(EPT) Elementos potencialmente tóxicos

(HMVA) Cenizas de incineración de residuos municipales

(IBA) Cenizas de fondo de la incineración

(IBAA) Árido de cenizas de fondo de la incineración

(IRSU) Incineración de residuos sólidos urbanos

(MTD) Mejores Técnicas Disponibles

(PFAS) Sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas

(PPI o LOI) Pérdida por ignición



(REACH) Registro, Evaluación, Autorización y Restricción de Sustancias Químicas

(RSU) Residuos sólidos urbanos

(UE) Unión Europea

(U-IBA) Cenizas de fondo de la incineración no procesadas

$1 \text{ mg.kg}^{-1} = 1 \text{ }\mu\text{g.g}^{-1} = 0,1 \text{ \% (base másica)} = \text{ppm (base másica)}$

$1 \text{ ng.g}^{-1} = \text{ppb (base másica)} \gg 1 \text{ }\mu\text{g.L}^{-1} \text{ (de agua)}$

$1 \text{ ng.kg}^{-1} = \text{ppt (base masa)}$

Introducción

Se prevé que, en el otoño de 2026 en el hemisferio norte, la Comisión Europea (CE) apruebe una Ley de Economía Circular. Al hacerlo, debería basarse en políticas anteriores, como el Plan de Acción de la Economía Circular (CEAP, por su sigla en inglés), que tiene como objetivo explícito *“Mejorar la circularidad en un entorno libre de tóxicos”*, además de alinearse con la neutralidad climática, abordar la presencia de sustancias peligrosas y limitar la liberación al medio ambiente de microplásticos (CE, 2020).

El CEAP también estableció el objetivo de duplicar para el año 2030 la tasa de uso circular de materiales existente en 2020 (CE, 2020). Este objetivo de circularidad se incrementó luego al 24 % en el marco del Pacto Industrial Limpio (CE, 2025a).

Si bien la definición de «material circular» de la CE no es del todo clara, la definición de economía circular es la siguiente (UE, sin fecha):

“Una economía circular es un sistema que mantiene el valor de los productos, materiales y recursos en la economía durante el mayor tiempo posible, y minimiza la generación de residuos. Esto significa un sistema en el que los productos se reutilizan, reparan, transforman o reciclan.”

Partiendo de la premisa de que una “economía circular” sin el uso de recursos y energía es imposible debido a las leyes físicas fundamentales y al concepto de entropía (Cullen, 2017), este informe analiza los intentos de la CE por alcanzarla al tiempo que se mantiene el crecimiento económico, se minimiza el uso de recursos vírgenes y se reducen las emisiones de gases de efecto invernadero, y en tanto se mejora la salud humana y ambiental. En concreto, se centra en las cenizas de fondo de la incineración (IBA, por su sigla en inglés) y su lugar en el impulso que la CE le otorga a la “circularidad”.

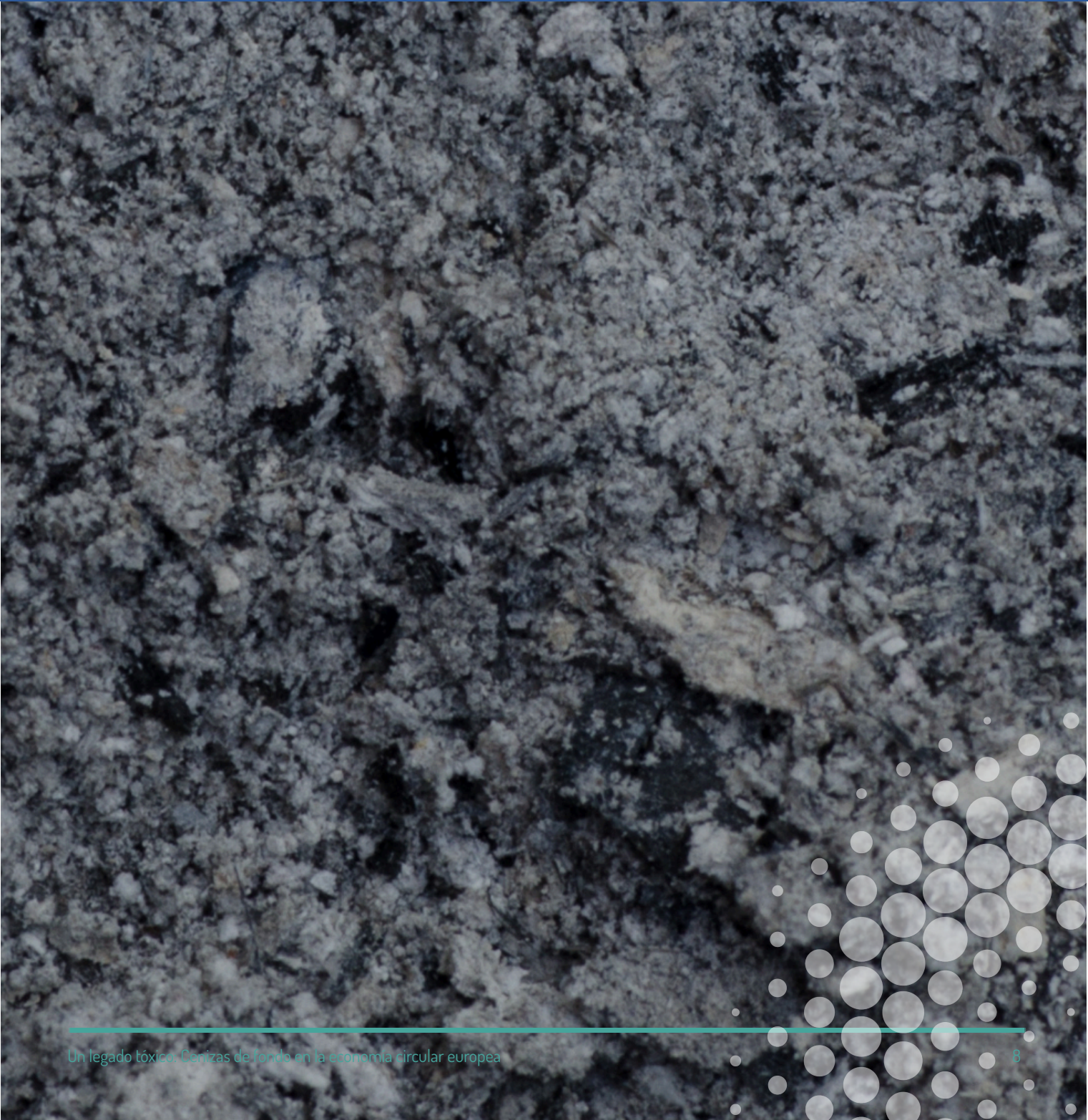
Este informe, que adapta ligeramente su título de una publicación anterior (Rollinson, 2022), analiza la evolución de la situación en toda Europa durante los últimos cuatro años a través de estudios de caso y una revisión de investigaciones empíricas independientes. Se presta especial atención al envejecimiento, almacenamiento y procesamiento de las cenizas de fondo de la incineración (IBA) en el contexto del riesgo laboral, así como a los impactos generales en la salud humana y ambiental, junto con capítulos específicos sobre las sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas (PFAS) y los microplásticos. Se analizan los factores políticos que impulsan la reutilización de las IBA, seguido de unas conclusiones sobre las perspectivas a futuro.

La pregunta central en el marco de la investigación del informe plantea si el uso de las IBA en la ingeniería civil puede ayudar a la transición de Europa hacia una “circularidad libre de tóxicos”, o si, por el contrario, genera una *“bomba de tiempo tóxica”* (Remmers *et al.*, 2025a,b). En una cita de la Sra. Barbara Joziasse, miembro del Tribunal de Cuentas de los Países Bajos:

“Las señales han estado presentes durante décadas... pero vemos que los ministros y secretarios de Estado tardan en responder a esto. Es un poco como la habitación de un adolescente: ves un caos enorme le preguntas: ¿Quieres hacer algo al respecto? Entonces, toda la basura queda metida debajo de la cama. Ya no es un problema. Pero eso es inmovilizarla [IBA]: desapareció de la vista.”



Antecedentes



¿Qué son las cenizas de fondo?

La ceniza de fondo es un material heterogéneo compuesto por partículas finas, elementos a granel (metal, vidrio, cerámica) y aglomerados, con un alto grado de alcalinidad (un pH de alrededor de 12) en su estado crudo. Su olor se ha descrito como “*terroso*” (Agencia de Medio Ambiente, 2022). En cuanto a su composición, consta de aproximadamente un tercio de finos (polvo, ceniza, arenilla), un tercio de escoria (aglomerado amorfo/vítreo), y un tercio de fragmentos a base de silicatos (vidrio reciclado, piedras, cerámica), junto con alrededor de un 10 % de metales puros. Una fracción menor consiste en materia orgánica (libros, papel, cuero, microplásticos y una variedad de otras sustancias, algunas de las cuales son contaminantes orgánicos persistentes (COP) ¹) (Figura 1 y Figura 2). Sin embargo, esta composición puede variar: por ejemplo, la fracción amorfa representó más del 75% en tres de cada cinco muestras de IBA de plantas italianas de incineración de residuos sólidos urbanos (RSU) (Mantovani *et al.*, 2023).

Figura 1. Cenizas de fondo de la incineración crudas (sin procesar).^{2 3}



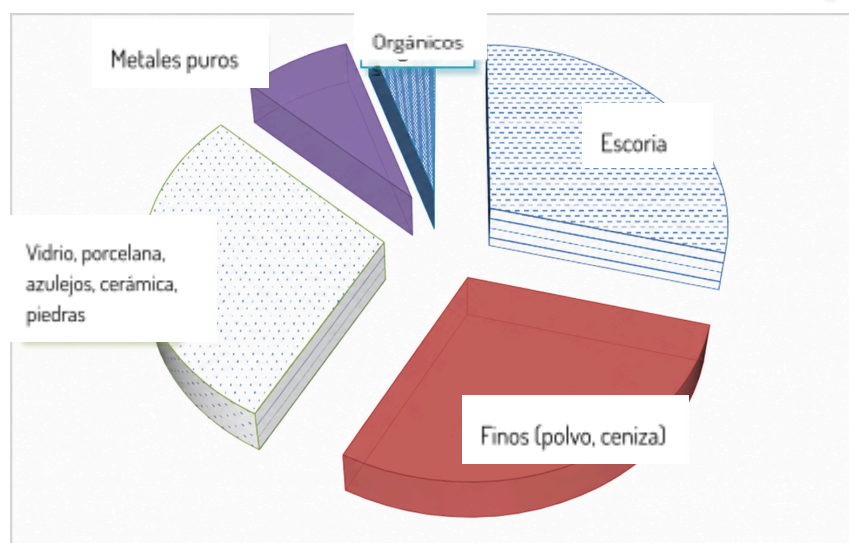
En general, las IBA producidas en Europa contienen aproximadamente un 70 % de calcio, magnesio y silicio; seguido de un 2-5 % de hierro y aluminio; un 0,5-2 % de cloro, azufre y potasio; alrededor de un 0,1 % de zinc, cobre y plomo; con una amplia gama de otros elementos en concentraciones más pequeñas, incluidos el antimonio, arsénico, bario, berilio, cadmio, cromo, manganeso, níquel, estroncio y vanadio, muchos de los cuales son potencialmente tóxicos (Bunge, 2019; Dacklin *et al.*, 2025; De Matteis *et al.*, 2024; Mantovani *et al.*, 2023). Más adelante en este estudio y también en Rollinson (2022) se proporciona información adicional sobre la composición elemental de las IBA.

¹ Véase: Bunge, 2019; Simon y Scholz, 2024; Rollinson (2022); y la Sección 6 de este informe.

² Obsérvese la gran cantidad de partículas finas (polvo/ceniza) y los fragmentos no quemados más grandes, en particular los de la imagen de la izquierda, que parecen ser de plástico y papel.

³ Reconocimiento a: Saxongate Residents Group.

Figura 2. Fracciones generales de IBA crudo (sin procesar).⁴



¿Cómo se producen las cenizas de fondo?

La única forma de obtener cenizas de fondo es mediante la quema de residuos sólidos. Esto se realiza mediante una incineración a gran escala, siendo las IBA el principal residuo y el origen de la raíz de la palabra: 'conversión en cenizas'. La "Transformación de Residuos en Energía" (WtE) y "Energía procedente de Residuos" (EfW) son eufemismos para la incineración, y si bien se recupera electricidad (aunque de baja eficiencia, $\eta \leq 0,3$), se emiten gases de efecto invernadero y se producen cenizas de fondo (Neuwahl *et al.*, 2019).

Los residuos sólidos urbanos (RSU) actuales contienen grandes cantidades de plásticos, que a su vez incluyen varios miles de sustancias químicas. La auditoría más reciente identifica 16.325 sustancias químicas, incluidos 5.776 aditivos, 3.498 coadyuvantes de procesamiento, 1.975 sustancias de partida y 1.788 sustancias añadidas no intencionalmente (Monclús *et al.*, 2025). Los autores estiman que alrededor de 4.200 de estas sustancias químicas tienen propiedades intrínsecas peligrosas para la salud humana o el medio ambiente. Otros estudios indican que la ecotoxicidad marina de los microplásticos se debe principalmente a estos aditivos (Da Costa *et al.*, 2023).

Según la ley de conservación de la masa, cuando se queman residuos, los componentes inorgánicos y otras sustancias no quemadas se convierten en residuos del proceso. Algunas sustancias son ligeras o volátiles y quedan atrapadas en los gases de combustión, mientras que las sustancias más densas o menos volátiles caen a través de la rejilla y forman las cenizas de fondo. En el tipo más común de incineración de residuos sólidos

⁴ Adaptado de Vateva *et al.* (2025), y Paleologos *et al.* (2023).

urbanos (RSU) en Europa, es decir, en la combustión masiva con sistemas de parrilla móvil, aproximadamente el 25% de la masa de residuos que ingresa se convierte en cenizas de fondo (IBA), aunque los valores pueden variar entre el 14% y el 31% (Fletcher y Dunk, 2023; Neuwahl *et al.*, 2019).

Desde 2010, la incineración de residuos sólidos urbanos en Europa está regulada por la Directiva sobre Emisiones Industriales (DEI). Esto exige el cumplimiento de ciertas condiciones de funcionamiento: el gas de postcombustión de residuos no peligrosos debe calentarse a por lo menos 850°C durante un mínimo de dos segundos en las condiciones más desfavorables, y las cenizas de fondo resultantes deben tener un contenido de carbono orgánico total (COT) <3% en peso o una pérdida por ignición (PPI) < 5% en peso (UE, 2010).⁵ ⁶ La DEI establece valores límite de contaminantes únicamente para las emisiones de gases de chimenea y las aguas residuales de los sistemas de control de la contaminación atmosférica. En el pasado se informó que se encontraron materiales como lodos de depuradora en las IBA, junto con excedencias de los límites de PPI (Referencias en Rollinson, 2022).

¿Cómo (y por qué) se procesan las cenizas de fondo?

En Europa se ha desarrollado una incipiente industria en torno al procesamiento de las IBA. Los métodos varían, no existe una práctica normalizada y la actividad suele tercerizarse fuera de las instalaciones (véase la figura 3).

⁵ La fracción orgánica es la fuente del componente de pérdida por ignición (PPI): cuando las IBA se queman por completo, las sustancias orgánicas se "pierden por ignición" a través de la oxidación y la evaporación, lo que reduce la masa total de las IBA.

⁶ Los incineradores de residuos peligrosos deben operar a temperaturas más altas (1100°C). Estos procesos no forman parte de este estudio.

Figura 3. Planta de procesamiento de las cenizas de fondo de la incineración, Cambridgeshire, Reino Unido.⁷



En Europa continental, inmediatamente después de su descarga a través de la parrilla del incinerador, es habitual enfriar las cenizas calientes y reactivarlas en un tanque lleno de agua (captura húmeda). En el Reino Unido, es más habitual la descarga en seco. Con posterioridad, se deja envejecer a las IBA sin excepción, en general, en depósitos externos donde la meteorización acelera los cambios químicos. En alguna etapa, se extraen los metales (utilizando imanes para los metales ferrosos y separación por corriente de Foucault para los metales no ferrosos), posiblemente seguido de trituración, tamizado y otros intentos de recuperación del metal. En ocasiones, el procesamiento también puede implicar el lavado activo de las IBA para mejorar su calidad y poder utilizarlas como áridos para la construcción.

Tras la extracción de los metales primarios, el material restante se denomina a veces "fracción mineral". Sin embargo, debido a las tasas de extracción incompletas, muchos metales permanecen unidos químicamente en su interior. Este material residual se utiliza en algunos países, a menudo de forma controvertida, como sustituto de los áridos en la ingeniería civil, ya sea en materiales ligados (como el hormigón) o en aplicaciones no ligadas (como la capa base de las carreteras).

Existe una disyuntiva entre facilitar la recuperación de metales y valorizar (o reducir los costos de eliminación de) los residuos de base mineral. La captura en húmedo aumenta la estabilidad y la seguridad de las cenizas, pero dificulta la recuperación de metales, ya que estos se unen químicamente a otras sustancias. Se puede lograr una mayor recuperación de metales al triturar las partículas más grandes; sin embargo, esto disminuye en paralelo la idoneidad del material como sustituto del árido virgen.

⁷ Reproducido con autorización. Reservados todos los derechos.

Se utiliza cierta terminología del sector para distinguir entre IBA procesadas y sin procesar, aunque estas definiciones presentan numerosos problemas debido a la naturaleza no estandarizada del procesamiento. El acrónimo U-IBA se utiliza a veces para referirse a las cenizas de fondo de la incineración sin procesar, mientras que en el Reino Unido, el término *Incinerator Bottom Ash Aggregate* (árido de cenizas de fondo de la incineración - IBAA) se refiere a las cenizas procesadas. En los Países Bajos, se evidencia cierto grado de encuadre semántico en el uso de la palabra "*immobilisate*" (material inmovilizado) para describir las cenizas de fondo procesadas.

¿De qué manera se regula el uso de las cenizas de fondo?

En toda Europa, resultan contradictorios los diferentes enfoques para el uso de las cenizas de fondo de la incineración (IBA) en carreteras, así como en hormigón y bloques de cemento. Algunos países utilizan todo lo que producen, otros prohíben su uso por completo, mientras que algunos solo permiten aplicaciones restringidas. Esto viene acompañado de una amplia variedad de protocolos normativos, diferentes valores límite para una gama no exhaustiva de sustancias, y métodos de prueba fragmentados basados en condiciones controladas, estables y a corto plazo (Blasenbauer *et al.*, 2020).

Los países más permisivos respecto del uso de la "fracción mineral" de IBA son los Países Bajos, Dinamarca y el Reino Unido, seguidos de Alemania, Francia, Italia, Bélgica, Polonia y España, cada uno conforme sus propias directrices nacionales (Fletcher y Dunk, 2023). Austria, Irlanda y muchos estados de Europa del Este tienen un enfoque más conservador, donde el uso de IBA es nulo o muy limitado (*Ibid.*). Suiza es uno de los países más restrictivos en cuanto al manejo de las cenizas de fondo de la incineración: la recuperación de metales es obligatoria y la "fracción mineral" restante se desecha en vertederos de residuos peligrosos clasificados como tipo D, en una escala de A a E, donde E representa los residuos más peligrosos (Dacklin *et al.*, 2025).

La evaluación de los posibles riesgos de las IBA involucra dos métricas. Una de ellas es la "concentración total" de elementos potencialmente tóxicos (EPT), junto con diversos contaminantes orgánicos. Otro factor es la movilidad de estos elementos y compuestos cuando entran en contacto con un líquido (agua), denominado "concentración de lixiviación", que se define como la masa de sustancia por unidad de volumen de líquido lixiviado. Para un análisis del alcance y las limitaciones de los métodos de ensayo de lixiviación, consulte Rollinson (2022) y secciones posteriores de este informe.

Método y terminología

El contenido de este informe se deriva principalmente del estudio y examen de literatura independiente revisada por pares, publicada desde la primera edición de "Toxic Fallout" (Lluvia tóxica), específicamente entre diciembre de 2021 y abril de 2026. Su ámbito de aplicación se limita geográficamente a la Unión Europea, pero se extiende para incluir a los países del Espacio Económico Europeo, así como a Suiza y al Reino Unido.

A efectos de la normalización, solo se seleccionaron estudios que implicaran investigación empírica utilizando cenizas de fondo de la incineración producidas en la UE, o aquellos en los que se indicase que las condiciones de incineración cumplían con la Directiva de Ingeniería Industrial (DII). Debido al número limitado de estudios europeos disponibles, se utilizaron estudios de otras regiones para facilitar la interpretación de los resultados y lo mismo en el caso de los microplásticos. Solo se incluyeron dentro del alcance aquellos estudios que involucraban IBA producidas por incineración en parrilla móvil de RSU no peligrosos (es decir, residuos domésticos y comerciales/industriales).

Las cenizas de fondo fueron el objeto principal de este estudio. Se excluyeron las cenizas volantes y los residuos del control de la contaminación atmosférica. Otro residuo de la incineración –la ceniza de calderas– no se incluyó específicamente en la revisión, aunque en algunos países se tratan junto con la ceniza de fondo (Neuwahl *et al.*, 2019).

Los términos «cenizas de fondo de la incineración» (IBA) y «cenizas de fondo» (BA) se utilizan indistintamente. A lo largo del texto se ha procurado aclarar el nivel de procesamiento y tratamiento al que se sometieron las muestras de IBA antes de realizar el análisis del caso, distinguiendo como mínimo entre materiales sin procesar (crudos) y procesados. Sin embargo, esto no siempre fue posible debido a la escasa divulgación de información por parte de algunos autores.

A photograph of a child's hand holding a shovel over a pile of dark, granular soil. The background is blurred, showing other children in a play area. The image is used as a background for the report cover.

Resultados del estudio

Parte 1 – Cuestiones relativas a la reglamentación (La reglamentación importa)

En los Países Bajos, un país que se encuentra entre los primeros de Europa en aprovechar la "fracción mineral" de las IBA, la situación no es buena. La incorporación generalizada de IBA en edificios y estructuras viales se ha comparado (cf. **Introducción**) con una *"bomba de tiempo"*, y también con el desorden oculto de la parafernalia desechada en la habitación de un adolescente, donde los artículos están esparcidos y ocultos debajo de la cama, y que resultan difíciles de localizar e incluso más difíciles de limpiar (Remmers *et al.* 2025 a, b).

Se han expresado preocupaciones similares en Alemania, que, al igual que los Países Bajos, utiliza IBA en la ingeniería civil (Bersi y Schmidt (2023), que cita al Sr. Peter Gebhardt):

"En Alemania está permitido utilizar las cenizas de fondo de la incineración en la construcción de carreteras, debajo del asfalto. Me da dolor de estómago. El agua de lluvia puede filtrarse y los contaminantes tóxicos pueden lixiviarse al medio ambiente."

¿Es inerte la ceniza de fondo?

La industria suele afirmar que las IBA y el IBAA (árido) son inertes.⁸ Un ejemplo ilustrativo es una planta procesadora en el Reino Unido que hizo esta afirmación a pesar de recibir cenizas que aún se estaban enfriando después de salir de la parrilla del incinerador (Rollinson, 2025). En algunos casos, esta afirmación se matiza al afirmar que el material es *"en gran medida"* inerte, una formulación que debería generar inquietudes, en particular porque no se abordan los componentes no inertes (Blue Phoenix, 2025).

Cuando las cenizas de fondo de la incineración caen a través de la rejilla del incinerador, son altamente reactivas químicamente y distan mucho de ser inertes. Los métodos de captura en húmedo pueden reducir esta reactividad química en cierta medida, pero el material no queda aún estabilizado.

En general, se recomienda un período de envejecimiento posterior de entre seis y 20 semanas, preferiblemente al aire libre y con volteos en forma periódica para acelerar la meteorización (Neuwahl *et al.*, 2019). Aunque esta etapa se suele describir como un período de estabilización, las IBA sigue siendo químicamente inestables a lo largo de muchos años, ya que es un material muy complejo que continúa

⁸ Esto significa químicamente inerte o resistente al cambio químico.

experimentando cambios químicos en respuesta a diversas condiciones externas. Por ello, la lixiviación de sustancias tóxicas puede producirse en diversas condiciones y en distintos horizontes temporales, y este problema, que la ciencia aún no comprende del todo, sustenta la preocupación de que es prematuro el uso de IBA en la ingeniería civil.

Las cenizas de fondo ¿son residuos peligrosos?

Determinar si un residuo se clasifica como peligroso es una cuestión tanto legal como técnica. En el caso de las IBA, el tema también está sujeto a posicionamientos políticos. Existen tensiones entre los políticos y los responsables de la toma de decisiones, ya que la industria aboga por que las IBA se consideren como no peligrosas y por una menor frecuencia de los ensayos; mientras que otros actores exigen ensayos más rigurosos, o incluso el cese total del uso de las IBA hasta que se demuestre, si es que alguna vez sucede, que son seguras a largo plazo.

La definición del Convenio de Basilea

Si bien el Convenio de Basilea tiene como objetivo principal limitar el movimiento transfronterizo de desechos peligrosos, también proporciona directrices técnicas sobre las mejores prácticas en la gestión de residuos.

Para que un residuo se considere como “peligroso” según el Convenio de Basilea, debe pertenecer a una categoría enumerada en el Anexo I y además tener uno o más de los componentes allí enumerados. Las IBA cumplen estos criterios en la categoría Y18 del Anexo I – *“Residuos derivados de operaciones de eliminación de residuos industriales”* y debido a la presencia de componentes que se encuentran enumerados como, por ejemplo, el arsénico (Y24), el cadmio (Y26), el antimonio (Y27), el plomo (Y31), el zinc (Y23) y el mercurio (Y29), así como congéneres de dibenzofuranos policlorados (Y43) y dibenzo-p-dioxinas policloradas (Y44).

El Convenio de Basilea no prescribe umbrales cuantitativos a partir de los cuales la presencia de un componente desencadene una clasificación como peligroso. En cambio, su enfoque permite que cada país emita su propio criterio. Algunos países se basan en valores límite nacionales, pero esto no es un requisito del Convenio de Basilea.

Clasificaciones europeas de residuos

La legislación de la UE sobre residuos que se utiliza para clasificar las cenizas de fondo de la incineración como peligrosas o no peligrosas, consta de varias capas. El intento de realizar un seguimiento del proceso es como

abrir una serie de muñecas rusas o *mamushkas* (o caja de Pandora), que en última instancia revelan un margen de maniobra muy amplio para la toma de decisiones. No es ni sencillo ni robusto y, en muchos sentidos, no cumple con su propósito, a menos que este sea permitir una gran flexibilidad a la industria para llegar a una clasificación de "no peligroso".

Las IBA no son, por definición, "no peligrosas"; ni son intrínsecamente "peligrosas". Según la Lista de Residuos (UE, 2014a), las cenizas de fondo de la incineración (IBA) son una «entrada en espejo», lo que significa que hay dos entradas disponibles, una peligrosa (19 01 11) y otra no peligrosa (19 01 12). La categoría apropiada debe determinarse mediante la comparación de los residuos con quince categorías peligrosas descritas en otra parte (UE, 2014b), así como a través de la presencia de una lista corta de COP (tal como se enumera en UE, 2019). El verificador deberá consultar la documentación adicional de la UE relativa a las sustancias, sus códigos en cuanto al nivel de peligro y los límites de corte de seguridad establecidos en el Reglamento sobre clasificación, etiquetado y envasado de sustancias y mezclas (CLP, por su sigla en inglés) (UE, 2008a).

Si se identifica alguna propiedad peligrosa, el residuo se clasifica como peligroso. Del mismo modo, si se mezclan dos residuos, uno peligroso y otro no peligroso, la mezcla en su conjunto se considera como peligrosa. La determinación puede hacerse mediante el criterio experto, ensayos basados en animales o plantas, o análisis y cálculos químicos (Hennebert, 2019). Sin embargo, no se proporciona una guía clara sobre el método analítico que debe utilizarse, aunque existe una jerarquía en la que se priorizan los ensayos biológicos por sobre los cálculos (UE, 2014a).

La propiedad peligrosa denominada Ecotoxicidad (HP14) –relevante para las IBA– puede evaluarse mediante el uso de métodos de cálculo alternativos (UE, 2017), pero sigue siendo objeto de mucha confusión y debate. Para la categoría de peligro 8 (HP8, corrosivo para la piel/los ojos), el Reglamento CLP establece que los materiales con un $\text{pH} \leq 2$ o $\geq 11,5$ son peligrosos, y las IBA suelen presentar un pH superior a 11,5. Sin embargo, existe una excepción que permite clasificar como no peligrosas las mezclas con un pH más alto (o más bajo) si los ensayos de amortiguación indican que no se justifica su clasificación como corrosivas.

Un buen ejemplo lo proporcionan Bandarra *et al.* (2022), quienes analizaron seis muestras de IBA (tanto procesadas como sin procesar) para determinar su ecotoxicidad. Una muestra se habría clasificado como peligrosa (HP10 –tóxica para la reproducción) debido a la alta concentración de plomo, mientras que todas las muestras superaron el umbral de peligro para HP14 (ecotoxicidad) según las fórmulas de cálculo acumulativo (a través de la evaluación solo de los compuestos de zinc y cobre). Sin embargo, los ensayos biológicos realizados con una especie de crustáceo, así como las pruebas en las que se administraron IBA por vía oral o se aplicaron sobre la piel afeitada de dos tipos de mamíferos, llevaron a los autores a revocar su clasificación como peligrosas. Cabe destacar que las dosis de IBA se diluyeron previamente y que en el ensayo de lixiviación se utilizó agua destilada, lo que probablemente dio como resultado una clasificación más indulgente.

Este estudio, junto con la jerarquía regulatoria, también pone de relieve cuestiones éticas relacionadas con el uso de vertebrados y mamíferos para determinar resultados que podrían establecerse mediante métodos

alternativos. Estas prácticas se emplean por sobre todo para servir a los intereses de la industria, para evitar los costos de eliminación en vertederos, o cumplir con los requisitos para obtener exenciones fiscales, lo que complica aún más la situación.

Estudio de caso 1 en el Reino Unido - El salvaje Oeste regulatorio de Europa: un protocolo de ensayos deficiente para determinar la "peligrosidad"

El principal protocolo de ensayo para la clasificación de las IBA en el Reino Unido es voluntario y fue desarrollado por una asociación comercial para la industria del reciclaje y el tratamiento de residuos (la Asociación de Servicios Ambientales / *Environmental Services Association* – ESA) con el apoyo de la Agencia de Medio Ambiente del Reino Unido (Environmental Services Association, 2018). El protocolo ofrece múltiples vías u oportunidades para clasificar a las IBA como no peligrosas, junto con muchas opciones para volver a evaluar los resultados con el fin de mitigar o reinterpretar los hallazgos cuando se identifica un riesgo.

Los umbrales para clasificar las cenizas de fondo de la incineración como "peligrosas" en función del muestreo no dependen, como cabría esperar, simplemente de que las muestras individuales superen los valores límite. Un residuo se considera peligroso solo si:

"se ha superado el valor en seis o más de las 24 muestras", o

"cualquier parámetro excede un límite de concentración considerado riesgoso por un factor de 4 (una excedencia de 4 x)"

En otras palabras, las IBA se clasificarían como "no peligrosas" aún cuando hasta un 21% de las muestras superasen el valor límite de lo que se considera peligroso. Asimismo, las muestras podrían exceder sistemáticamente uno o más valores límite de clases consideradas peligrosas, y no de un modo insignificante, sino hasta por 3,5 veces, y aun así ser consideradas como "no peligrosas".

Además, incluso cuando se supera el valor límite en más de cuatro veces, el protocolo recomienda realizar un nuevo ensayo, promediando los resultados de 22 réplicas. En esencia, este método puede servir para suavizar los picos de concentración.

El protocolo también ofrece una "oportunidad más para lo 'no peligroso'", al establecer que cuando se identifica que el valor se supera en 4 veces:

"Puede resultar adecuada la realización de ensayos adicionales de especiación química para refinar el cálculo original de la evaluación de riesgos e identificar si el umbral de peligro de 4 veces más sigue siendo válido y si las IBA deben seguir clasificándose como no peligrosas".

El uso del término “*refinar*”, sugiere que los operadores pueden usar su propio criterio para suavizar la superación peligrosa del límite.

El protocolo incorpora un margen de discreción adicional cuando los residuos se consideran “peligrosos”. Pueden utilizarse los datos históricos para determinar si el resultado es “*fuera de lo común*”, junto con la consideración de “*cualquier evidencia adicional relevante que pueda utilizarse para refinar la evaluación del valor nominal*”

Por si esto fuera poco, los análisis se realizan internamente y pueden limitarse a unos pocos componentes peligrosos: la caracterización completa frente a las 15 categorías de peligro y los contaminantes orgánicos persistentes (COP) solo se exige en forma anual, lo que significa que el contenido de COP en las áreas de tratamiento de aguas residuales se evaluaría durante un mes de cada doce. Además, los parámetros mínimos que deben evaluarse se limitan al pH, la capacidad amortiguadora del pH y, en el caso de elementos potencialmente tóxicos, solo al cobre, el níquel, el plomo y el zinc. Como se demostrará en capítulos posteriores, este enfoque restringido no logra abarcar todo el rango de sustancias tóxicas presentes en las cenizas de fondo de la incineración (IBA) ni las que se lixivian a partir de ellas.

Esto se ve agravado aún más por un enfoque relativamente pasivo en la aplicación de la normativa. Tal y como lo declaró el *Saxongate Residents Group* (2025):

“La agencia ambiental (EA) no realiza pruebas de forma rutinaria; solo revisa la documentación, puede tomar muestras de vez en cuando e interviene únicamente si una clasificación parece errónea. En la práctica, esto significa que, siempre que un operador utilice un método “reconocido” (protocolo de la Asociación de Servicios Ambientales -ESA- o un laboratorio de ensayos autorizado), la Agencia considerará válido el resultado, aun cuando la frecuencia de los ensayos sea mínima.”

El uso de las cenizas de fondo ¿puede considerarse como 'reciclaje'?

Solo los metales extraídos de las cenizas de fondo de la incineración (IBA) pueden contabilizarse para los objetivos de reciclaje de los Estados miembros (UE, 2019); no puede considerarse la «fracción mineral» restante.

La «fracción mineral» no tiene el estatus de fin de condición de residuo (EoW, por sus siglas en inglés) en el ámbito de la UE. Si bien la responsabilidad de desarrollar sus propios criterios para el fin de la condición de residuo recae en los Estados miembros, no se encontró que ninguno lo hubiera hecho en el momento de redactar este informe. Las IBA presentan un desafío particular, ya que lograr el estatus de EoW requiere

demostrar, entre otras cosas, que el material no tiene un impacto adverso en el medio ambiente, teniendo en cuenta el amplio requisito de considerar “cualquier posible” efecto” (UE, 2008b):

“Los criterios [para el estatus de fin condición de residuo] incluirán valores límite para los contaminantes cuando sea necesario y tendrán en cuenta cualquier posible efecto ambiental adverso de la sustancia u objeto.”

La incineración de residuos es el único proceso por el cual se generan cenizas de fondo, y esto en sí mismo no se clasifica como “reciclaje” según la política de la UE (UE, 2018). Si bien la incineración puede facilitar de alguna manera la recuperación de algunos metales al concentrarlos en las cenizas de fondo, se podría lograr un resultado similar mediante una mejor separación en origen, sin necesidad de destruir residuos ni generar gases de efecto invernadero en el proceso.

Los documentos más recientes de la UE introducen cierta ambigüedad. El considerando 15 del Reglamento Delegado ambiental (Marco de financiación sostenible) 2023/2486 se refiere al uso de las IBA como reciclaje; sin embargo, no especifica con claridad si esto se aplica únicamente a los metales. El considerando hace referencia a metales y sales inorgánicas (UE, 2023).

El Reglamento de Materias Primas Fundamentales entró en vigor en mayo de 2024. Su reglamentación se encuentra aún en fase de borrador, pero en la actualidad, las IBA figuran en la “*Lista de productos, componentes y corrientes de residuos con potencial relevante de recuperación de materias primas fundamentales*” (CE, 2025b). En la actualidad, tampoco se hace una distinción entre los metales y la “fracción mineral” de las IBA.

En resumen, en Europa, y desde el punto de vista jurídico, la producción de cenizas de fondo –a través de la incineración de residuos– no se considera como reciclaje, ni tampoco el uso de su “fracción mineral” en aplicaciones de ingeniería civil. Únicamente la extracción de metales de las cenizas de fondo (IBA) se toma como reciclaje.

¿Puede el uso de la «fracción mineral» ayudar a cumplir con los objetivos climáticos?

“Las instalaciones de procesamiento de energía a partir de residuos y de IBA se encuentran en general en áreas urbanas, lo que reduce significativamente la huella de CO₂ en comparación con los áridos primarios/virgenes extraídos de canteras ubicadas en zonas rurales, y ello se debe a las distancias de transporte reducidas entre las plantas urbanas y el lugar de su uso” (MIBAAA, 2026).

No debería sorprender que existan afirmaciones cuestionables sobre los posibles beneficios climáticos del uso de la fracción mineral de las cenizas de fondo de la incineración en la ingeniería civil. Los objetivos climáticos forman parte ahora de la estrategia política de la UE y deben cumplirse, tanto en el nivel nacional como local, a fin de obtener beneficios como el permiso para operar. Además, la fracción mineral de las IBA tiene un valor negativo para quienes la poseen, lo que hace más atractivo pintarla de "verde".

La "fracción mineral" de las IBA contiene muy poca materia orgánica. Sus principales componentes (más del 95%) son óxidos de azufre, silicio, calcio, hierro y aluminio, entre los que se encuentran ligados numerosos otros elementos inorgánicos de diferentes grupos químicos. Estas sustancias no se degradan en los vertederos liberando dióxido de carbono o metano como lo hace la materia orgánica. Por lo tanto, no existe ningún "beneficio climático" aparente al utilizarlo en la construcción de carreteras en lugar de depositarlo en un vertedero. De hecho, su uso como subbase de carreteras puede considerarse como una forma de vertedero con otro nombre, aunque con menos contención, ya que los vertederos controlados incluyen medidas de seguridad como revestimientos para minimizar la liberación de lixiviados (PNUMA, 2022).

El hecho de saber si el uso de las IBA como árido de sustitución tiene un impacto climático mayor o menor que el del árido virgen es una cuestión compleja y depende de muchas variables. Ello incluye no solo las emisiones asociadas con la extracción de áridos vírgenes de las canteras, sino también factores como la captura de CO₂ durante el almacenamiento, y la resistencia y vida útil de los productos de hormigón (Marinković *et al.*, 2023). El estudio arriba mencionado encontró que, en general, el "árido reciclado" no tuvo tan buen desempeño, con un mayor uso de energía no renovable, un mayor potencial de eutrofización⁹ y una mayor generación de ozono fotoquímico. Si bien el potencial de calentamiento global fue ligeramente inferior en comparación con el árido virgen, la diferencia fue modesta -alrededor del 10%. Es importante destacar que el "árido reciclado" utilizado en este estudio no era de IBA, por lo que no se tuvieron en cuenta las emisiones de gases de efecto invernadero asociadas a la producción de las IBA en sí.

Las cenizas de fondo de la incineración (IBA) solo pueden generarse mediante la quema de residuos. El proceso de valorización energética (EfW) se ha descrito como "*la forma más sucia*" de generar energía, siendo hasta cinco veces más contaminante por unidad de electricidad que el promedio, y los científicos caracterizan su uso continuo como "*un desastre para el clima*" y "*una situación demencial*" (Stallard, 2024). Los incineradores emiten aproximadamente la misma cantidad de gases de efecto invernadero que las centrales eléctricas de carbón (Bersi y Schmidt, 2023; Stallard, 2024). Estas emisiones tampoco son neutras para el clima: provienen en gran medida de la combustión de plásticos y, por lo tanto, constituyen emisiones de combustibles fósiles, donde el carbono fósil simplemente ha realizado un breve desvío en su ciclo de vida como producto.

⁹ La eutrofización es el proceso por el cual una masa de agua se enriquece excesivamente con minerales y nutrientes (como nitrógeno y fósforo).

Estudio de caso 2 en el Reino Unido - El salvaje Oeste regulatorio de Europa: escurrimiento de las aguas residuales de las pilas de acopio

El almacenamiento al aire libre disminuye, en muchos sentidos, la reactividad química de las cenizas de fondo de la incineración. Pero, cuando se exponen al viento y a la lluvia, y a medida que el pH disminuye debido al envejecimiento y al ingreso de agua de lluvia, pueden filtrarse sustancias químicas como el calcio, el magnesio y el azufre, en su forma iónica, junto con varios metales potencialmente tóxicos (Olea *et al.*, 2024). No se ha estudiado ni regulado en profundidad la lixiviación de los COP de las IBA, como las dioxinas y las PFAS; pero como un grupo grande y diverso de sustancias químicas, presentan un rango de solubilidad y se sabe que están presentes en las IBA (Arkenbout y Bouman, 2025):

“No es técnica ni comercialmente posible producir cenizas de fondo inocuas, sin dioxinas ni otros COP.”

Por lo tanto, el almacenamiento durante el proceso de envejecimiento exige una gestión cuidadosa. Debido a que las cenizas de fondo son químicamente muy diferentes al árido virgen, su almacenamiento, manipulación y procesamiento deben abordarse con un nivel de precaución mucho mayor para minimizar las emisiones fugitivas y mantener la seguridad.

Figura 4. Agua estancada en una planta procesadora de IBA en Cambridgeshire, Reino Unido.¹⁰



Sin embargo, incluso el documento de referencia con las mejores técnicas disponibles (BREF) ofrece muy poca orientación sobre el tratamiento de aguas grises en el almacenamiento de IBA. Dedicar tan solo media página al tema, ofreciendo un listado con viñetas que incluye cinco opciones para el tratamiento

¹⁰Reproducido con autorización. Reservados todos los derechos.

de aguas residuales (Neuwahl *et al.*, 2019):

"Las aguas residuales provienen principalmente del proceso húmedo, de los procesos de lavado, las áreas de almacenamiento y el agua de lluvia contaminada del sitio en que se almacenan escorias y cenizas de fondo al aire libre. Las aguas residuales de los procesos industriales contienen sales y metales, así como sólidos en suspensión y sustancias orgánicas, incluyendo PCDD/F."

En este estudio de caso del Reino Unido, la solicitud de permiso del operador del sitio propuso el uso de "aguas grises para la supresión de polvo", sin tomar medidas para la mitigación de la escorrentía de aguas residuales y sin un plan de gestión de aguas residuales. Proponía la recirculación continua del agua sin tratamiento, lo que significa que los contaminantes potencialmente lixiviables se acumularían en las aguas grises, lo que las llevaría a tener una alta concentración (Rollinson, 2025). Las Figuras 3 y 4 son fotografías aéreas de parte de dichas instalaciones. La Figura 5 muestra la "laguna" *in situ* que servía como depósito de aguas grises para su posterior reutilización en el riego de las pilas de acopio de las IBA.

Figura 5. Laguna en las instalaciones de procesamiento de las IBA en Cambridgeshire, Reino Unido, adyacente a las pilas de acopio de IBA.¹¹



Debido a un historial de quejas de los residentes con respecto a las emisiones fugitivas en este emplazamiento, la agencia ambiental (EA) llevó a cabo una serie de ensayos analíticos de los sedimentos y del agua en el punto de descarga y sus alrededores, que van a parar a un pequeño curso de agua de

¹¹ Reproducido con autorización. Reservados todos los derechos.

flujo lento. En un principio, la agencia ambiental no dio a conocer los resultados de estos ensayos, pero se obtuvieron con posterioridad mediante una solicitud en el marco de la Libertad de Información. Los resultados del muestreo de sedimentos realizado por la agencia ambiental *in situ* se incluyen en el Cuadro 1.

Cuadro 1. Resultados del muestreo de sedimentos alrededor del punto de descarga de agua de una planta procesadora de IBA en el Reino Unido.¹²

Nota: El texto en **negrita y subrayado** identifica los casos en los que se superan los valores establecidos en las directrices del Reino Unido, mientras que las celdas sombreadas identifican concentraciones más altas en el punto de descarga o aguas abajo en comparación con aguas arriba (para al menos una de las dos muestras). * = Se dice que los valores entre corchetes en esta columna provienen de la “zanja de desagüe”.

Elemento	Directriz del Reino Unido	Aguas arriba*	Aguas abajo	Punto de descarga
(mg/kg)				
Litio (Li)	20– 40	36	<u>45</u>	36
Sodio (Na)	Sin valor establecido	700	760	1700
Potasio (K)	Sin valor establecido	4000	4900	4500
Cobre (Cu)	20– 80	<u>110</u> (36)	<u>270</u>	<u>260</u> (64)
Plata (Ag)	<1	<u>1</u>	<u>1.4</u>	<u>1.6</u>
Berilio (Be)	<2	4.5	1.8	1.3
Magnesio (Mg)	Sin valor establecido	3500	4500	4300
Calcio (Ca)	Alto en suelos calcáreos	110000	72000	58000
Zinc (Zn)	90– 200	<u>440</u> (110)	<u>920</u>	<u>830</u> (190)
Estroncio (Sr)	200– 400	180	190	220
Cadmio (Cd)	0.5– 1.0	0.6 (0.33)	1	0.9 (0.64)

¹² Datos obtenidos a través de la Agencia Ambiental del Reino Unido, tras una solicitud de acceso a la información.

Bario (Ba)	<300	120	210	170
Boro (B)	Sin valor establecido	2.8	6.6	2.1
Aluminio (Al)	30,000– 70,000	23000	29000	24000
Talio (Tl)	28	<u>29</u>	<u>41</u>	<u>70</u>
Titanio (Ti)	Sin valor establecido	100	140	230
Estaño (Sn)	<5	<u>6.4</u>	<u>24</u>	<u>12</u>
Plomo (Pb)	100– 300	63 (32)	12	81 (28)
Fósforo (P)	500– 1000	<u>2200</u> (870)	<u>7200</u>	<u>1400</u> (780)
Vanadio (V)	50– 150	43	120	81
Arsénico (As)	15– 20	12 (16)	11	16 (9.5)
Antimonio (Sb)	<1	<u>2.4</u>	<u>2.4</u>	<u>7.2</u>
Cromo (Cr)	40– 100	77 (32)	<u>170</u>	51 (52)
Selenio (Se)	<2	<2	<2	<u>3.4</u>
Molibdeno (Mo)	Sin valor establecido	4.2	2	15
Manganeso (Mn)	300– 1,000	550	750	<u>9000</u>
Hierro (Fe)	10,000– 50,000	34000	38000	32000
Cobalto (Co)	20– 30	15	20	<u>51</u>
Níquel (Ni)	<50	44 (24)	<u>110</u>	<u>76</u> (39)

Como puede observarse, los análisis indican concentraciones más elevadas de la mayoría de los metales en el punto de descarga del efluente y aguas abajo, en comparación con las zonas que se encuentran aguas arriba. La misma agencia también recopiló un conjunto secundario de datos, más limitado, cuyos valores se muestran entre paréntesis. Incluso en este conjunto de datos, las concentraciones fueron en general más altas en el punto de descarga que en cualquier otro segmento del arroyo. Para ambos episodios de muestreo, no se proporcionó ninguna metodología detallada, aparte de la información de que los análisis se obtuvieron en dos fechas diferentes de 2025.

Se recolectaron simultáneamente datos relativos a la calidad del agua (que tampoco se publican), con

resultados que mostraron cantidades superiores a los límites establecidos por las directrices del Reino Unido en el punto de descarga para cloruro, mercurio, zinc, cromo y posiblemente cobre. Solo la presencia de un metal pesado (níquel) no superó los valores límite establecidos, aunque su concentración seguía siendo mayor en el punto de descarga que aguas arriba. También se realizó un breve estudio de invertebrados (no se publica), cuyos resultados no fueron concluyentes, ya que mostraron un número igual de diferencias poblacionales tanto aguas abajo como aguas arriba.

Sin embargo, el vertido proviene de un sistema de gestión del agua que abarca toda la planta, y no solo proviene de la operación de procesamiento de cenizas de fondo de la incineración (IBA). Si bien el patrón espacial suscita preocupación, los datos disponibles no establecen una fuente definitiva, y otras actividades o materiales de las instalaciones también podrían contribuir.

A pesar de estos resultados y del siguiente resumen de toxicidad proporcionado por la agencia ambiental, se concedió un permiso de vertido para el emplazamiento en cuestión:

“Múltiples elementos superan los niveles de referencia de sedimentos del Reino Unido, en especial en el punto de descarga. Los contaminantes más críticos incluyen el cadmio (Cd), el cobre (Cu), el zinc (Zn), el níquel (Ni), el talio (Tl), el manganeso (Mn) y el antimonio (Sb), todos los cuales representan una toxicidad significativa para los organismos acuáticos. Las clasificaciones toxicológicas indican que al menos siete elementos son motivo de una gran o muy gran preocupación ambiental. El enriquecimiento aguas abajo muestra un transporte claro desde el punto de descarga.”

Parte 2 – Enfoque centrado en las sustancias peligrosas

Contaminantes orgánicos

En las cenizas de fondo de la incineración (IBA) se encuentra una variedad de COP (Rollinson, 2022), aunque esta sección se centra en un grupo de estos contaminantes: las PFAS, ya que varios estudios europeos de los últimos años han informado de su presencia en las IBA. También se incluyen los microplásticos (que se definen como pequeñas partículas de plástico, en general, de menos de 5 mm), debido a la creciente evidencia de su presencia en las IBA en Europa.

Microplásticos

“*No busques problemas*” es quizás el enfoque adoptado por las industrias de incineración y procesamiento de las IBA en Europa en relación con el tema de los microplásticos en las cenizas de fondo. Aunque la investigación al respecto es escasa, la industria no parece muy interesada en investigar el asunto, o al menos en informar sobre dichas investigaciones. El tema se descarta por no ser aplicable en Europa (MVV, 2025).

“Hay información en Internet sobre los microplásticos en las IBA en China. Se entiende que la gestión y regulación de residuos allí es diferente a lo aplicable en el Reino Unido.”

Esta postura no resulta creíble, porque se ha descubierto que las muestras de IBA obtenidas de plantas de procesamiento en Suecia y Alemania contienen microplásticos en fracciones más finas, en un nivel de al menos 4,6 mg.kg⁻¹ (Pienkoß, *et al.*, 2022). Desde entonces, ningún otro estudio europeo parece haber investigado este tema.

Otros estudios realizados en Asia han confirmado la presencia de microplásticos en las cenizas de fondo de la incineración. Un estudio halló que el 70% de los microplásticos se concentraban en las fracciones de tamaño más pequeño de IBA (por debajo de 4,75 mm) con un máximo de 792 ± 181 por gramo en el corte de IBA de 0,075 – 1 mm (Lou *et al.*, 2024). Fang y Wang (2026) informaron concentraciones de 14.280 ± 500 partículas por kilogramo en cenizas de fondo, y con microplásticos de menor tamaño (en el rango de 10 a 100 µm) que representaron el 80% de la abundancia lixiviada. También observaron una interacción sinérgica entre los metales pesados, cloruros y microplásticos durante la lixiviación:

“Los tres contaminantes están asociados e interactúan con sinergia, lo que determina en su conjunto los patrones de liberación de contaminantes y los riesgos ambientales de las cenizas de fondo durante el almacenamiento, la lixiviación y la utilización de recursos”.

En Europa, se desconoce si algún país regula o realiza ensayos para detectar microplásticos en las cenizas de fondo. Del mismo modo, no se prioriza el potencial de liberación de microplásticos durante el almacenamiento y procesamiento. Como era de esperarse, un estudio realizado en Asia identificó que la abundancia de microplásticos en las IBA aumentaba con la trituración, lo que incrementaba el riesgo asociado a la liberación de microplásticos durante algunas operaciones de procesamiento (Lou *et al.*, 2024).

En la actualidad, la situación no se ajusta a la política de la UE. La Comisión se comprometió hace seis años a abordar la presencia de microplásticos en el medio ambiente (CE, 2020). Si bien REACH se actualizó en 2023, su alcance se limita a los microplásticos que “*confieren una característica deseada*”, y por lo tanto no se aplica a los microplásticos en las IBA (UE, 2023). Pero la Ruta hacia un Planeta Saludable para Todos de la UE establece el objetivo de reducir la liberación de todos los microplásticos al medio ambiente en un 30 % para el año 2030 (CE, 2021).

PFAS

“Los dos comités científicos de la ECHA apoyan la acción en toda la UE con las excepciones y los controles apropiados para abordar los riesgos crecientes y duraderos que las sustancias perfluoroalquiladas y polifluoroalquiladas (PFAS) representan para las personas y el medio ambiente.”
(ECHA, 2026)

Denominadas “sustancias químicas eternas”, las PFAS son sustancias repelentes al agua, al aceite y a la suciedad, y que presentan una alta estabilidad biológica, química y térmica. Son peligrosas, ya que se han relacionado con múltiples efectos en la salud: pubertad acelerada, variaciones óseas, cambios de comportamiento, interferencia con el sistema hormonal (tiroides, niveles de colesterol), efectos cancerígenos, deterioro del sistema inmunitario y transferencia a través de la placenta (Vogel *et al.*, 2023).

Según la ECHA, el 80 % de los residuos de fluoropolímeros generados en Europa acaban en incineradores de residuos municipales (ECHA, 2025), a pesar de la evidencia de que estas instalaciones no son totalmente eficaces para destruir las PFAS (*Ibid.*):

“...No cabe esperar una destrucción completa al 100% en condiciones operativas, en especial, en la incineración de residuos municipales.”

Bjorklund *et al.* (2023) analizaron las IBA de una planta sueca de incineración de residuos sólidos urbanos (MSWI, por su sigla en inglés) y encontraron que las concentraciones totales de PFAS estaban en el rango $0,16 \leq \text{ng.g}^{-1} \leq 0,54$. En los casos en que se coincineró hasta un 8% de los lodos de depuración con RSU, las concentraciones totales de PFAS aumentaron a $0,81 \leq \text{ng.g}^{-1} \leq 1,5$.

En un estudio más amplio que analiza los residuos de veintisiete plantas suecas de incineración de residuos sólidos urbanos (RSU), Johansson *et al.*, 2024 corroboraron estos hallazgos, con concentraciones de PFAS en las IBA de $0,22 \leq \text{ng.g}^{-1} \leq 1,6$. Estos valores se encontraban en un rango similar a las concentraciones de PFAS en las cenizas volantes. Los autores comentan lo siguiente:

“La incineración se utiliza en general para eliminar residuos contaminados con PFAS a pesar de la escasez de datos experimentales que respalden la eficacia de esta técnica”.

Otro estudio reciente sobre las cenizas de fondo de la incineración de residuos sólidos urbanos en Suecia midió concentraciones totales de PFAS más altas en las cenizas de fondo que en las cenizas volantes o en las cenizas de caldera (Gustafsson, 2025). Los valores en las IBA fueron relativamente altos en comparación con otros estudios: $5,4 \leq \text{ng.g}^{-1} \leq 7,8$.

Existen otros ensayos procedentes de Estados Unidos que resultan relevantes en lo que respecta a las condiciones de incineración que cumplen con los requisitos de la Directiva DEI. Se hallaron concentraciones más altas de PFAS en las cenizas de fondo, con concentraciones totales medias aproximadamente siete veces mayores que las encontradas en las cenizas volantes ($2,2 \text{ ng.g}^{-1}$ frente a $0,33 \text{ ng.g}^{-1}$) (Liu *et al.*, 2026).

Los estudios indican con total coherencia que las PFAS de cadena corta predominan en las cenizas de fondo (Björklund *et al.*, 2023; Liu *et al.*, 2026; Stradberg *et al.*, 2021). Las PFAS de cadena más corta suelen ser más móviles y/o biodisponibles y, por lo tanto, resultan más problemáticas (EEA, 2024). Estos compuestos son altamente solubles en agua, lo que aumenta la probabilidad de que se transfieran desde las cenizas de fondo de la incineración al medio ambiente a través de la infiltración del agua de lluvia y la escorrentía superficial durante el envejecimiento al aire libre. Esta lixiviación de PFAS procedente de las IBA parece no haber sido investigada de un modo sistemático en Europa. Sin embargo, un estudio evaluó la lixiviación de PFAS de cenizas volantes e informó que las PFAS de cadena corta *“se lixivaban de forma constante, probablemente debido a su alta solubilidad en agua”* (Gustafsson, 2025).

Estos hallazgos deben interpretarse en el marco de un contexto. La familia de las PFAS comprende más de 10.000 compuestos distintos, pero solo se analizó un pequeño subconjunto en los estudios mencionados. Por lo tanto, es probable que las concentraciones totales de PFAS en las IBA estén subestimadas.

Aunque solo se encontraron pequeñas concentraciones de PFAS en las IBA, su extrema persistencia, movilidad y toxicidad hacen que incluso las concentraciones bajas sean significativas. Esto es de particular relevancia si se tiene en cuenta que las sustancias persistentes, móviles y tóxicas (PMT), y las muy persistentes y muy móviles (mPmM), se añadieron oficialmente como nuevas clases de peligro al Reglamento CLP mediante el Reglamento Delegado (UE) 2023/707 de la Comisión, publicado en marzo de 2023. Varias PFAS también resultan ser alteradores endocrinos y se consideran sustancias químicas sin umbral, lo que significa que cualquier nivel de exposición puede causar daño (Johnson *et al.*, 2023).

Según la recomendación de la Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria, la ingesta semanal tolerable de PFAS es de $0,00063 \text{ ng.g}^{-1}$ (Johansson, 2023). Este nivel es de dos a tres órdenes de magnitud (cientos de

veces) inferior a las concentraciones de PFAS encontradas en las IBA. Por lo tanto, ello implica que las personas involucradas en el procesamiento de IBA, aquellas expuestas a emisiones fugitivas durante la manipulación al aire libre, o los trabajadores de la construcción que cortan, perforan o trituran productos derivados de las IBA, solo necesitan ingerir un gramo de polvo para superar cientos de veces el umbral recomendado de ingesta semanal tolerable (TWI, por su sigla en inglés).

Otro valor límite comparable lo proporciona la Directiva de Agua Potable de 2020 que, a partir del 12 de enero de 2026, exige a todos los Estados miembros que cumplan con concentraciones máximas de PFAS de 0,1 µg.L para la sumatoria de veinte PFAS específicos, y de 0,5 µg.L para el total de PFAS (UE, 2020). Estos valores se encuentran en el mismo rango que las concentraciones de PFAS medidas en IBA en los estudios mencionados, siendo las unidades aproximadamente equivalentes.

A pesar de lo anterior, en ningún protocolo de ensayo se encontraron los valores límite para la lixiviación de PFAS de las IBA para su utilización en ingeniería civil. La única normativa aplicable se refiere a un único grupo de PFAS en el reglamento de COP (el ácido perfluorooctanosulfónico y sus derivados), para el que se establece un valor de corte alto de 50.000 ng.g⁻¹ (UE, 2019).

Debate – pérdida por ignición: una prueba irrefutable

Si bien algunos estudios de modelización o a escala de laboratorio con mezclas puras de PFAS sometidas a condiciones de incineración muestran una alta eficacia de destrucción, ello entra en conflicto con los análisis de las cenizas de fondo de plantas reales que operan de acuerdo con la Directiva DEI. Una explicación propuesta es que la condición de funcionamiento explicitada en la DEI de 850 °C durante 2 segundos de tiempo de residencia del gas no alcanza para volatilizar las PFAS (Gustafsson, 2025). Pero de ser así, cabría esperar que esto se revelase en modelos y ensayos a escala de laboratorio.

Una hipótesis señala la probabilidad de que la parrilla del incinerador experimente una distribución desigual de la temperatura y del aire, lo que da lugar a zonas de combustión incompleta. Este efecto puede verse acentuado por la presencia de aditivos estabilizadores del calor y retardantes de llama en los residuos plásticos¹³. La prueba que respalda esta teoría del "punto frío" proviene de Björklund *et al.* (2023), quienes observaron concentraciones elevadas de PFAS en las IBA cuando se coincineraron con lodos de depuración. Sin embargo, estas elevadas concentraciones también pueden reflejar un mayor contenido de PFAS en los propios lodos de depuración. Esto resulta importante para las plantas de incineración que se utilizan para eliminar dichos lodos.

¹³ Si bien la reacción global de incineración es exotérmica (libera calor), otras reacciones que ocurren simultáneamente o antes de esta, como la pirólisis y el secado de la humedad, son endotérmicas (absorben calor) lo que reduce las temperaturas internas.

Un estudio piloto demostró una destrucción casi completa de determinados fluoropolímeros puros en condiciones que se corresponden con las estipuladas en la DEI (Gehrmann *et al.*, 2024). En este estudio, el sistema utilizado fue un horno rotatorio, comúnmente empleado para la destrucción de residuos peligrosos, que proporciona una mezcla mejorada en un cilindro giratorio. Esto, junto con la combustión conjunta de residuos con astillas de madera, petróleo y gas natural, puede explicar el mejor rendimiento en comparación con los incineradores de residuos sólidos de mayor tamaño, que funcionan con parrilla y queman en masa, y donde los residuos a granel sin procesar se queman en una parrilla móvil.

En la versión anterior de este informe, un hallazgo inesperado fue que los valores de pérdida por ignición (PPI) en las cenizas de fondo reportados por estudios independientes superaron el umbral de < 5% en peso que se exige para el cumplimiento con la DEI (Rollinson, 2022). La PPI es un indicador clave de la combustión incompleta, que refleja la cantidad de material sin quemar. Un elevado nivel de PPI puede explicar por qué materiales como los lodos de depuración, el papel y los microplásticos acaban en las IBA, y quizás también por qué las sustancias PFAS no se destruyen por completo.

Este patrón se ve reforzado en la revisión actual: De Matteis *et al.* (2024), en su análisis de las cenizas de fondo de una planta incineradora en Italia, midieron una PPI de 19,69% en peso. De manera similar, Mantovani *et al.* (2023), al examinar cinco plantas de incineración de residuos sólidos urbanos en Italia, hallaron que solo cuatro de 46 muestras cumplían el límite de la DEI del 5% en peso, con valores medios que oscilaban entre un 10 y 20% en peso y máximos que alcanzaban un 26%. En Inglaterra, Olea *et al.* (2024) midieron valores de PPI en cenizas de fondo que oscilaban entre 6 y 22% en peso en tres incineradores. Solo dos estudios informaron valores de PPI por debajo de los límites de la DEI: Simon y Scholz (2023) para plantas en Alemania (valores inferiores al 2% en peso), y Liu *et al.* (2026) para las IBA generadas en los Estados Unidos.

Elementos potencialmente tóxicos: ¿puede su procesamiento inmovilizarlos?

A fin de abordar las afirmaciones de que el procesamiento mejora las cenizas de fondo de la incineración lo suficiente como para permitir su uso seguro como áridos en la construcción, esta sección analiza estudios independientes basados en cenizas de fondo de la incineración sometidas a técnicas de procesamiento actuales (y avanzadas). Cabe señalar que, cuando determinados autores citan valores de concentración total y límites de lixiviación, estos solo son válidos en el país de origen. No existe coherencia entre las distintas jurisdicciones, y lo que excede un límite en un país puede no excederlo en otro.

Lavado de las cenizas de fondo de la incineración (IBA): ventajas y desventajas

En los métodos de captura húmeda, se elimina un porcentaje de los químicos solubles presentes en las IBA (por ejemplo, el azufre, cloro, calcio) antes de su procesamiento (Blasenbauer *et al.* 2023). El lavado adicional de IBA puede ser un método apropiado para eliminar más finos y elementos solubles, pero genera aguas residuales peligrosas (la alta solubilidad en agua de algunas PFAS se ha descrito en [la sección sobre PFAS](#)). Esto trae aparejado costos adicionales de mano de obra, maquinaria, y gestión, así como la eliminación de grandes volúmenes de líquido contaminado, lo que plantea dudas sobre la justificación económica del proceso.

En los Países Bajos, a veces se lavan las IBA para cumplir con los niveles de conformidad para su uso sin restricciones, aunque no es obligatorio. Según se informa, y debido a las implicancias en los costos, los productores de IBA limpios tienen dificultades para competir con la fácil disponibilidad de las IBA sin lavar, lo que resulta más barato, junto con lo que se describe como una supervisión regulatoria insuficiente (Arkenbout y Bouman, 2025). La misma fuente describe la situación actual de la siguiente manera:

“La mayoría de los procesadores no limpian las cenizas de fondo, sino que las mezclan con cemento u otro agente aglutinante y luego las clasifican como ‘material de construcción designado’. Prácticamente no existen normas al respecto y no hay obligación de registrarse. Este ‘sistema de control’ tan débil hace que la industria tenga vía libre para deshacerse de las cenizas de fondo sin limpiar”.

La industria también se ha opuesto a las propuestas de lavado obligatorio de las IBA (Remex, 2025):

“El lavado no solo implica costos considerables, sino que también genera un nuevo flujo de residuos: cientos de miles de toneladas de lodo contaminado del proceso deben enviarse a vertederos, a pesar de que existe una moratoria sobre el vertido en rellenos sanitarios.”

De todos modos, el lavado tampoco es totalmente eficaz para eliminar todos los contaminantes. Por ejemplo, las dioxinas no se pueden eliminar de las cenizas de fondo mediante el lavado porque son hidrofóbicas (Arkenbout y Bouman, 2025). El lavado también puede aumentar el comportamiento de lixiviación a largo plazo de ciertos elementos potencialmente tóxicos (EPT), a saber, antimonio y vanadio, un efecto vinculado a la pérdida de calcio iónico en las IBA y a una reducción del pH, que ocurren durante el envejecimiento y la exposición al agua (Vogel *et al.*, 2024). En otras palabras, cuanto más tiempo estén expuestas las cenizas de fondo de la incineración a los factores ambientales, mayor será el potencial de que el antimonio y el vanadio se filtren en las aplicaciones en las que se utilicen dichas cenizas.

Cuando se analizaron las IBA (sometidas a envejecimiento y a varias etapas de lavado) provenientes de dos plantas suecas de incineración de residuos sólidos urbanos, las muestras no cumplieron con las directrices suecas para "riesgo menor que leve" (es decir, para su uso sin restricciones). Se registraron niveles que

superaban los límites permitidos para arsénico, cadmio, cromo, cobre, níquel, plomo y zinc en todos los rangos de tamaño de las partículas, a veces decenas o cientos de veces superiores a los valores límite. Las concentraciones en lixiviados también superaron los límites suecos para el cloruro y sulfato en siete de las ocho muestras (Dacklin *et al.*, 2025). Una de las dos muestras fue identificada como residuo peligroso debido a la lixiviación de antimonio. Los autores concluyeron lo siguiente:

“Ninguna de las fracciones clasificadas alcanzó los límites establecidos por SEPA (Agencia Sueca de Protección Ambiental), y es improbable que estos materiales puedan refinarse para alcanzar dichos límites”

De un modo similar, incluso después de la extracción de metales, el tamizado y el lavado, las muestras de IBA (obtenidas de dos plantas austriacas de incineración de residuos sólidos urbanos) superaron los límites de concentración establecidos a nivel nacional para su uso en la construcción de carreteras y como clinker de cemento, debido a los elevados niveles de cadmio y cromo (Blasenbauer *et al.*, 2023). El cromo y el antimonio también se lixiviaron de las muestras de IBA en concentraciones que superaban los límites reglamentarios para su uso como árido vial. Los autores comentan que la alta lixiviación del antimonio es consecuencia de la técnica de lavado.

Envejecimiento y tratamiento avanzado de las IBA: ventajas y desventajas

La exposición a la intemperie aumenta la complejidad de las IBA, siendo uno de sus efectos que los EPT formen enlaces químicos con otros elementos en los bordes de los granos, lo que a su vez influye en el comportamiento de lixiviación. Este problema ha dado lugar a peticiones para que se realice una investigación específica basada en la procedencia de las cenizas de fondo antes de cualquier uso que se le dé, ya que cada planta de incineración de residuos sólidos urbanos genera cenizas de fondo con características químicas distintas (De Matteis *et al.*, 2024).

Simon y Scholz (2023) estudiaron la evolución del comportamiento de la lixiviación durante el envejecimiento, durante un período de hasta 281 días. Las cenizas de fondo de la incineración (IBA), procedentes de dos plantas de incineración de residuos sólidos urbanos en Alemania, habían sido sometidas a un proceso de captura húmeda y a la extracción de metales ferrosos y no ferrosos. A pesar de este procesamiento, las cenizas aún contenían entre un 3,8 y un 5,3% de hierro, entre un 1,5 y un 1,6% de aluminio, y más de 500 mg/kg de titanio, cobre, zinc y bario.

Los autores observaron que la lixiviación de sulfatos aumentaba con el envejecimiento, mientras que la liberación acumulativa de la mayoría de los metales pesados permanecía prácticamente inalterada durante el período de almacenamiento (envejecimiento). En el caso del zinc y el plomo, se observó una disminución en la

tendencia a la lixiviación a medida que el pH bajaba de 13 a 9, mientras que se observó lo contrario para el antimonio. Llegaron a la siguiente conclusión:

“[El cumplimiento con] la HMVA-1 de Alemania, con baja liberación de sulfato, cloruro y Sb, no es alcanzable. La exclusión de la fracción fina de 0 a 2 mm (o de 0 a 4 mm), donde se concentran el cloruro y el sulfato, podría resultar útil para alcanzar este objetivo. Sin embargo, eso afectaría aproximadamente al 50% de la masa de IBA, que luego podría ser eliminada en vertederos. El problema del aumento de la liberación de Sb como resultado de la disminución de las concentraciones de Ca persistiría en tal escenario, en especial a largo plazo, cuando la mayor parte del Ca se transforma en CaCO_3 ”.

Estudio de caso 1 en Alemania - Desarrollos recientes en Alemania: HMVA-1 y HMVA-2

Alemania adoptó recientemente (en agosto de 2023) una norma técnica detallada denominada Ordenanza sobre materiales de construcción secundarios (Ersatzbaustoffverordnung EBV) (BMJV, sin fecha), para regular el uso de las IBA como capa de subbase en carreteras. La ordenanza estableció límites legales a la lixiviación de ciertas sustancias peligrosas de las cenizas de fondo (antimonio, cloruro, cromo, cobre, molibdeno, sulfato y vanadio) sobre la base de dos "clases de uso": HMVA-1 y HMVA-2¹⁴. En lugar de definir estas "clases de uso" de forma narrativa, el EBV las clasifica según los tipos de instalación (Einbauweisen), teniendo en cuenta la ubicación propuesta en relación con las masas de agua y la calidad de la capa de cobertura de las aguas subterráneas. Entre las aplicaciones permitidas se incluye la construcción de carreteras bajo capas impermeabilizadas, con determinadas excepciones.

La reglamentación de HMVA-1 impone normas más estrictas de cumplimiento, con valores límite inferiores para la lixiviación. En la normativa HMVA-2, los requisitos de lixiviación son menos estrictos que los aplicados a la eliminación de IBA en vertederos inertes, a pesar de que las IBA no están clasificadas como residuos inertes en Alemania (Simon y Scholz, 2023).

En relación con las clases de uso de HMVA, el rango de los EPT es limitado; con ciertos EPT que, en general, se encuentran presentes en las IBA en concentraciones relativamente elevadas, sin asignación de valores límite específicos, a saber, el arsénico, el plomo, el cadmio, el níquel y el zinc, aunque son parte de una Ordenanza más amplia. La Ordenanza especifica ensayos de lixiviación (DIN-19528, método de columna y lotes) utilizando agua destilada.

En otro estudio sobre las IBA en Alemania (tanto sin procesar como envejecidas hasta un año), todas las

¹⁴ HMVA proviene del alemán para denominar a las IBA: hausmüllverbrennungssasche.

muestras superaron los valores límite de lixiviación para HMVA-1 en lo que respecta a molibdeno, sulfato, cloruro y cromo (Vateva *et al.*, 2025). Incluso después de un procesamiento avanzado, todas las muestras de IBA seguían superando los valores límite de lixiviación de HMVA-1 para cloruro, molibdeno y sulfato. En el caso del cobre, el procesamiento mecánico avanzado aumentó la tendencia a la lixiviación en los granos de menor tamaño. Los autores observaron lo siguiente:

“A pesar de la separación adicional de metales, aún quedaban metales residuales en las fracciones minerales, como el Al metálico, que podrían suponer un obstáculo para su uso en el hormigón. En el caso de la fracción media, existe una limitación en cuanto a la eliminación de Al metálico, que está relacionada con la eficiencia del proceso ECS [Separación por Corrientes de Foucault]. La separación de partículas pequeñas resulta más difícil mediante ECS. Además, las partículas de Al que están parcialmente oxidadas o cubiertas por partículas minerales no pueden eliminarse mediante ECS. Una posible solución es una trituración adicional para liberar las partículas metálicas de los conglomerados. Sin embargo, la disminución del tamaño del grano afectará las opciones de utilización.

“En lo que respecta a su uso como materiales de construcción secundarios, las fracciones investigadas se asociaban con altos contenidos de lixiviación de sales y metales pesados como el molibdeno, lo que supone importantes obstáculos. Durante el proceso, el contenido de sales podría reducirse en cierta medida, sobre todo mediante el procesamiento en húmedo, pero se mantiene en niveles relativamente altos, lo que dificulta su uso en productos de hormigón armado.

Los mismos investigadores también produjeron y realizaron ensayos con adoquines de hormigón fabricados con IBA de 2 a 8mm en sustitución del árido virgen (dos muestras), junto con una muestra que incorporaba un 11% de fracción fina de IBA como aglutinante sustituto. Si bien la lixiviación se encontraba dentro de los límites regulados (HMVA-1 y 2), las concentraciones tanto de metales pesados como de sales solubles fueron significativamente superiores en las muestras que contenían IBA en comparación con la muestra control. Además, ninguna de las muestras cumplió con todos los criterios de rendimiento técnico requeridos.

En un estudio de IBA envejecidas durante un mes y obtenidas de cinco plantas de aprovechamiento energético -WtE- diferentes en Italia, Mantovani *et al.* (2023) identificaron que, en todos los tamaños de grano y en las 25 muestras, se superaron los valores límite de lixiviación para el cloruro y el cobre (92% de los casos). Todas las muestras, excepto una, también superaron el valor límite de selenio. Al observar las “*concentraciones significativas de cloruro y azufre, en especial en el tamaño de grano más fino*”, los autores concluyeron que sería necesario un pretratamiento adicional antes de que las IBA pudieran considerarse adecuadas para su uso como aglutinante del cemento.

Debate sobre los ensayos de lixiviación y sus limitaciones

En este documento no se ofrece una evaluación respecto de si los valores límite establecidos por los diferentes países son adecuados, ya que no está claro el fundamento sobre el que se establecen dichos toques. Aunque estos estudios parecieran demostrar, a través de numerosos casos en que se superan los valores límite, que el marco regulatorio restringe las opciones de eliminación de las IBA, esto debe entenderse en el contexto de las amplias diferencias entre los Estados miembros (donde existen tales normas) (Blasenbauer *et al.*, 2020).

En general, y a pesar de las importantes diferencias metodológicas, las pruebas de lixiviación prescritas para las cenizas de fondo de la incineración (IBA) suelen utilizar agua destilada como agente lixivante, a un pH fijo, y logran evaluar solo una gama limitada de sustancias. Por lo tanto, proporcionan una imagen estable y controlada de la dinámica del proceso, lo que puede subestimar el verdadero potencial de lixiviación del material. Este tema se analiza con mayor detalle en Rollinson (2022).

Las pruebas de lixiviación estándar no fueron diseñadas para las IBA y no reflejan de manera adecuada los escenarios de la vida real, en particular, la influencia de los compuestos orgánicos presentes en el agua subterránea. Esta limitación fue ilustrada por Olea *et al.*, 2024, quienes aplicaron una solución de exudado orgánico sintético a muestras de IBA que ya habían sido sometidas a tratamiento húmedo, extracción de metales y cuatro años de almacenamiento. El lixiviado orgánico provocó la liberación de muchos elementos potencialmente tóxicos a valores de pH de entre 8 y 10 (un rango típico para las cenizas de fondo de la incineración estabilizadas), mientras que las concentraciones de lixiviado superaron los valores límite máximos utilizados en muchos países europeos para el cadmio, zinc, cobre, plomo y potasio. Los autores también comentaron sobre la concentración total de elementos en las IBA:

“Las IBA de residuos sólidos urbanos producidas a partir de residuos de una importante ciudad del Reino Unido contenían EPT (elementos potencialmente tóxicos) que superan lo indicado en la mayoría de las directrices para el uso ambiental sin restricciones”.

Seguridad e integridad de los áridos y el concreto con cenizas de fondo de la incineración (IBA)

Las IBA no son inertes, ya que las reacciones químicas dentro del material pueden provocar la liberación de gases, lo que podría causar hinchamiento y agrietamiento de las estructuras. Una de estas reacciones

químicas, que produce hidrógeno mediante la interacción con aluminio e hidróxido de calcio, se conoce desde hace mucho tiempo (Neuwahl *et al.*, 2019). Sin embargo, existen otras reacciones químicas que provocan expansión e inestabilidad. Sun *et al.* (2026) demostraron que la reacción aluminio/calcio/hidrógeno era solo a corto plazo, y que el hinchamiento continuaba durante un período de 7 a 10 meses debido a la cristalización del sulfato hidratado:

“Desde la perspectiva de la ingeniería, la magnitud de hinchamiento de las IBA sin tratar superan con creces los límites aceptables... En estudios previos también se ha demostrado que incluso un hinchamiento del 5 al 10% es suficiente para causar agrietamiento, levantamiento y pérdida de resistencia en cimientos y pavimentos. Con tasas de expansión vertical confinadas [provenientes de este estudio] que superan el 18%, se espera que las IBA no tratadas experimenten un hinchamiento libre aún mayor sin confinamiento, lo que plantea graves riesgos de inestabilidad volumétrica”.

Estudio de caso 3 en el Reino Unido - Incidente de Nortrader

Los riesgos asociados a la liberación de hidrógeno derivada de las interacciones con el aluminio y el calcio a un pH elevado en las cenizas de fondo de la incineración quedan bien ilustrados por el incidente de Nortrader en 2017. Un cargamento de IBA sin procesar, cargado en la planta de valorización energética de residuos (EFW) de MVV Environment Devonport en Plymouth, iba a ser enviado a los Países Bajos. El material presentaba valores de pH de hasta 12,6. En combinación con el aluminio y el agua (que representan el 14,5% del peso de las IBA) se produjo una reacción química que generó gas hidrógeno.

El hidrógeno, que tiene un amplio rango de inflamabilidad en el aire, se acumuló en las bodegas del barco, provocando dos explosiones y causando heridas graves a un miembro de la tripulación. El caso fue investigado formalmente por la División de Investigación de Accidentes Marítimos (MAIB, por su sigla en inglés), cuyo informe indicó que el fletador del buque había informado al capitán que la carga “*no era peligrosa*”. El informe también enumeró una serie de incidentes previos en tierra, incluido el agrietamiento del hormigón en el que se habían utilizado las IBA (MAIB, 2017).

Esto, por supuesto, se refiere a las IBA sin procesar, y Sun *et al.* (2026) afirman que la eliminación de la fracción fina de IBA, junto con la carbonatación acelerada (envejecimiento), puede limitar el hinchamiento a < 0,1%. Pero también señalan que la reacción calcio/sulfato es inducida por el agua, y aconsejan lo siguiente: “*como mínimo, se debería implementar una impermeabilización adecuada*”. Esta recomendación entra en conflicto con la práctica actualmente extendida de dejar las IBA a la intemperie.

Otros autores que analizan las IBA en Europa presentan una visión más cautelosa. En un estudio de Vateva *et al.* (2025), las cenizas de fondo obtenidas de Alemania habían sido sometidas a un tratamiento húmedo al ser

descargadas, seguido de la extracción de metales, su trituración y envejecimiento durante un máximo de un año. A pesar de este procesamiento, las concentraciones de aluminio en las fracciones finas y medias (hasta 8 mm) se mantuvieron por encima de los niveles considerados seguros para su uso en estructuras de hormigón en los Países Bajos. Los autores destacan tanto las limitaciones del procesamiento convencional, así como la actual falta de comprensión del tema:

“La concentración máxima [recomendada] de Al metálico se limita para evitar el deterioro del hormigón al 0,2 % en peso en el material de relleno (es decir, finos), y al 1,0% en peso en los áridos. En el presente caso, estos valores límite se superan en un 0,1% en peso y un 0,2% en peso para las fracciones fina y media, respectivamente. Por lo tanto, una mayor reducción del aluminio metálico es deseable tanto desde el punto de vista medioambiental como desde el punto de vista de los materiales de construcción. Sin embargo, aún no se ha investigado a fondo cuáles son las concentraciones específicas de Al metálico, en función del tamaño del grano, que provocan daños en las aplicaciones de hormigón, por lo que este tema debería ser objeto de futuras investigaciones.

No se encontró ningún estudio de investigación que examine la estabilidad de las estructuras de hormigón utilizadas para almacenar las IBA durante su envejecimiento. Sin embargo, hay un caso objeto de investigación en la actualidad y reportado en la prensa del Reino Unido, donde una losa de concreto utilizada como superficie dura para colocar las IBA crudas se agrietó y dañó repetidas veces por razones desconocidas (Cliss, 2026). Es plausible que estas reservas de cenizas de fondo sin procesar, acumuladas al aire libre y con concentraciones relativamente altas de aluminio y sulfato, puedan provocar la expansión de microfisuras, del mismo modo que el proceso de congelación y descongelación fractura las rocas y causa grietas en la superficie de las carreteras (baches).

Otra posible causa de agrietamiento en el hormigón con contenido de IBA es la corrosión de las barras de refuerzo debido a los ácidos sulfúrico y clorhídrico (el azufre y el cloruro están presentes en grandes cantidades en las IBA crudas) (Mantovani, *et al.* 2023; Vateva *et al.* 2025). En determinadas aplicaciones donde se utiliza refuerzo de hierro (como en las losas de hormigón), la corrosión puede provocar la expansión y el debilitamiento estructural del hierro.

Factores determinantes y comentarios sobre las perspectivas futuras

Las pruebas presentadas en este informe indican que el uso continuado de IBA en aplicaciones de ingeniería civil no se debe a su desempeño ambiental, sino a una combinación de presiones económicas, lagunas normativas y marcos de políticas.

A nivel estructural, la generación de cenizas de fondo de la incineración es una consecuencia inevitable de la expansión y consolidación de la capacidad de incineración de los residuos. La generación de residuos en Europa sigue estrechamente ligada al crecimiento económico, mientras que la infraestructura de incineración garantiza una producción continua de cenizas de fondo que demandan gestión. En este contexto, la promoción de las IBA como material secundario funciona principalmente como una solución posterior a un problema sistémico anterior.

Las consideraciones económicas parecen ser el factor determinante. El elevado costo y la carga regulatoria asociados a la eliminación en vertederos, junto con el valor de mercado negativo de las cenizas de fondo sin tratar, crean fuertes incentivos para desviar este material a aplicaciones en el ámbito de la construcción. Esta dinámica se ha caracterizado en el pasado como una práctica con motivaciones comerciales, donde las afirmaciones medioambientales actúan como una justificación secundaria y no como la motivación principal. El resultado es un sistema en el que se favorece la reutilización de IBA independientemente de su peligro intrínseco.

Al mismo tiempo, el marco regulatorio que rige el uso de las IBA sigue siendo fragmentado e insuficiente. Como se ha indicado en secciones anteriores, la ausencia de normas armonizadas, junto con metodologías de ensayo inconsistentes y un alcance limitado de las sustancias controladas, permite la clasificación de materiales con importantes problemas toxicológicos como aptos para su uso. La dependencia de ensayos de lixiviación simplificados y a corto plazo oculta aún más el comportamiento ambiental a largo plazo, creando un entorno regulatorio en el que el riesgo se subestima en forma sistemática.

Los discursos políticos en torno a la economía circular y la eficiencia de los recursos también desempeñan un papel importante a la hora de permitir el uso continuado de IBA. Sin embargo, las conclusiones de este informe demuestran que dichas aplicaciones no cumplen con los principios fundamentales de la economía circular. En lugar de preservar el valor material, el uso de IBA dispersa las sustancias peligrosas en el medio ambiente en general, diluyendo y reubicando la contaminación. Esto es incompatible con el objetivo de lograr una economía

circular “*libre de tóxicos*”, y plantea cuestiones fundamentales sobre la idoneidad de clasificar los materiales derivados de las IBA como soluciones circulares.

Desde una perspectiva sistémica, el problema puede entenderse como una cuestión de redistribución más que de recuperación. La incineración concentra las sustancias peligrosas en un único flujo de residuos; el uso posterior de las cenizas de fondo de la incineración (IBA) en la construcción redistribuye estas sustancias por todo el entorno de la construcción, a menudo en condiciones en las que no es factible la supervisión y el control a largo plazo. Esta transición desde la contención en fuentes puntuales a la exposición difusa representa un aumento del riesgo ambiental, en lugar de reducirlo.

De cara al futuro, los avances a nivel de las políticas actuales en la UE, incluida la Iniciativa de Productos Sostenibles y la Ley de Economía Circular, ofrecen oportunidades para abordar algunos de estos desafíos, en particular en relación con una mejor trazabilidad de las sustancias peligrosas y una mayor armonización entre la legislación sobre productos y residuos. Sin embargo, la eficacia de dichas medidas dependerá del grado en que se basen en evidencia científica independiente y se rijan por el principio de precaución.

En ausencia de dicha alineación, existe un riesgo significativo de que las prácticas existentes se refuercen en lugar de reformarse. En particular, los incentivos financieros o los mecanismos de apoyo que brindan las políticas destinados a promover el uso de materiales secundarios podrían, sin querer, acelerar la propagación de sustancias peligrosas, en especial en regiones con controles regulatorios más débiles.

Por lo tanto, los hallazgos de este informe respaldan la conclusión de que el uso de las IBA en aplicaciones de ingeniería civil es prematuro y no está suficientemente justificado. Al igual que las conclusiones extraídas en secciones anteriores, la evidencia disponible no respalda la afirmación de que dicho uso pueda considerarse seguro, ni que contribuya de manera significativa a los objetivos de la economía circular.

En consonancia con el principio de precaución, y a la espera del desarrollo de marcos normativos sólidos, armonizados y basados en la ciencia, debería reconsiderarse el uso continuado de las IBA en el ámbito de la construcción. En cambio, debería priorizarse la contención de residuos peligrosos, la reducción en la generación de desechos, y la eliminación gradual de las prácticas que perpetúan la circulación de sustancias tóxicas.

Referencias

Arkenbout, A., Bouman, K.J.A.M. 2025. 'Saxon pit' Incineration bottom ash (IBA) & incineration bottom ash aggregate (IBAA) (online). Consultado el 14 de marzo de 2026. Disponible en:

<https://ukwin.org.uk/files/pdf/ToxicoWatch-Saxon-Pit-IBA-and-IBAA-March-2025.pdf>

Bandarra, B.S., Silva, S., Pereira, J.L., Martins, R.C., Quina, M.J. 2024. A study on the classification of a mirror entry in the European list of waste: Incineration bottom ash from municipal solid waste, *Sustainability*, **14**, 10352.

Bersi, E., Schmidt, N. 2023. Burning questions remain over Europe's waste incinerators (online). Consultado el 30 de marzo de 2026. Disponible en:

<https://www.investigate-europe.eu/posts/burning-questions-remain-over-europes-waste-incinerators>

Björklund, S., Weidemann, E., Janssson, S. 2023. Emission of per- and polyfluoroalkyl substances from a waste-to-energy plant – occurrence in ashes, treated process water, and first observation in flue gas, *Environmental Science and Technology*, **57**, 10089-10095.

Blasenbauer, D., Huber, J., Lederer, J., Quina, M.J., Blanc-Biscarat, Bogush, A., Bontempi, E., Blondeau, J., Chimenos, J.M., Dahlbo, H., Fagerqvist, J., Giro-Paloma, J., Hjelmar, O., Hyks, J., Keaney, J., Lupsea-Toader, M., O'Caollai, C.J., Orupöld, Pajak, T., Simon, F.-G., Svecova, L., Šyc, Ulvang, R., Vaajasaari, K., Carneghem, J.V., van Zomeren, A., Vasarevicius, S., Wégner, K., Fellner, J. 2020. Legal situation and current practice of waste incineration bottom ash utilisation in Europe, *Waste Management*, **102**, 868-883.

Blasenbauer, D., Huber, F., Mühl, J., Fellner, J., Lederer, J. 2023. Comparing the quantity and quality of glass, metals, and minerals present in waste incineration bottom ashes from a fluidized bed and a grate incinerator, *Waste Management*, **161**, 142-155.

Blue Phoenix, 2025. IBAA secondary aggregates (online). Consultado el 16 de marzo de 2026. Disponible en:

<https://www.blue-phoenix.com/our-solutions/secondary-materials/iba-aggregates/>

BMJV, no date. Verordnung über Anforderungen an den Einbau von mineralischen Ersatzbaustoffen in technische Bauwerke (Ersatzbaustoffverordnung – ErsatzbaustoffV) (online). Consultado el 26 de marzo de 2026. Disponible en: <https://www.gesetze-im-internet.de/ersatzbaustoffv/ErsatzbaustoffV.pdf>

Bunge, R. 2019. Recovery of metals from waste incinerator bottom ash (online). Consultado el 29 de abril de 2026. Disponible en:

https://www.umtec.ch/fileadmin/user_upload/umtec.hsr.ch/Dokumente/Metals_from_MWIBA_6_2019.pdf

Cliss, S. 2026. Whittlesey firm's expansion plan to be determined on March 4 (online). Consultado el 15 de marzo de 2026. Disponible en:

<https://www.cambstimes.co.uk/news/25871591.whittlesey-firms-expansion-plan-determined-march-4/>

Cullen, J.M. 2017. Circular Economy – theoretical benchmark or perpetual motion machine? *Journal of Industrial Ecology*, **21** (3), 483–486.

Da Costa, J. P., Avellan, A., Mouneyrac, C., Duarte, A., Rocha-Santos, T. 2023. Plastic additives and microplastics as emerging contaminants: mechanisms and analytical assessment, *Trends in Analytical Chemistry*, **158**, 116898.

Dacklin, L., Lee, C., Fedje, K.K., Weh, A., Glauser, A., Grönholm, R., Björkebaum, F., Evertsson, M. 2025. High voltage selective fragmentation on Swedish mineral fraction of incineration bottom ash (MIBA) – An exploratory study on metal and material recovery, *Waste Management*, **194**, 270–281.

De Matteis, C., Pollastri, S., Mantovani, L., Tribaudino, M. 2024. Potentially toxic elements speciation in bottom ashes from a municipal solid waste incinerator: A combined SEM-EDS, μ -XRF and μ -XANES study, *Environmental Advances*, **15**, 100453.

EC, 2020. Bruselas, 11.3.2020 COM (2020) 98 final. 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.

EC, 2021. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, The European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, Pathway to a Healthy Planet for All EU Action Plan: 'Towards Zero Pollution for Air, Water and Soil' {SWD(2021) 140 final} – {SWD(2021) 141 final}

EC, 2023. Commission Regulation (EU) 2023/2055 of 25 September 2023 amending Annex XVII to Regulation (EC) No 1907/2006 of the European Parliament and of the Council concerning the Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals (REACH) as regards synthetic polymer microparticles (Text with EEA relevance)

EC, 2025a. Brussels, 26.2.2025 COM (2025) 85 final. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee, and the Committee of the Regions. The Clean Industrial Deal: A joint roadmap for competitiveness and decarbonisation.

EC, 2025b. Annex to the Commission implementing regulation listing the products, components and waste streams considered as having a relevant critical raw materials recovery potential under regulation (EU) 2024/1252.

ECHA, 2025. Background Document to the Opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) (online). Consultado el 4 de marzo de 2026. Disponible en

<https://echa.europa.eu/documents/10162/1c480180-ece9-1bdd-1eb8-0f3f8e7c0c49>

ECHA, 2026. ECHA supports PFAS restriction with targeted derogations (online). Consultado el 28 de marzo de 2026. Disponible en: <https://echa.europa.eu/-/echa-supports-pfas-restriction-with-targeted-derogations>

EEA, 2024. PFAS pollution in European waters (online). Consultado el 2 de mayo de 2026. Disponible en: <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/pfas-pollution-in-european-waters>

Environmental Services Association, 2018. A sampling and testing protocol to assess the status of incinerator bottom ash (online). Consultado el 26 de marzo de 2026. Disponible en: https://esauk.org/wp-content/uploads/2024/02/48_IBA_Sampling_Protocol_Jan18.pdf

EU, 2008a. Regulation (EC) No.1272/2008 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on classification, labelling and packaging of substances and mixtures, amending and repealing Directives 67/548/EEC and 1999/45/EC, and amending Regulation (EC) No 1907/2006 (Text with EEA relevance).

EU, 2008b. Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives (Text with EEA relevance).

EU, 2010. Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council of 24 November 2010 on industrial emissions (integrated pollution prevention and control) (Recast) (Text with EEA relevance).

EU, 2014a. Commission Decision of 18 December 2014 amending Decision 2000/532/EC on the list of waste pursuant to Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council (Text with EEA relevance) (2014/955 EU).

EU, 2014b. Commission Regulation (EU) No 1357/2014 of 18 December 2014 replacing Annex III to Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council on waste and repealing certain Directives (Text with EEA relevance).

EU, 2017. Council Regulation (EU) 2017/997 of 8 June 2017 amending Annex III to Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council as regards the hazardous property HP 14 'Ecotoxic' (Text with EEA relevance).

EU, 2018. Directive (EU) 2018/851 of the European Parliament and of the Council of 30 May 2018 amending Directive 2008/98/EC on waste (Text with EEA relevance).

EU, 2019. Regulation (EC) no. 2019/1021 of the European Parliament and of the Council of 20 June 2019 on persistent organic pollutants (Recast) (Text with EEA relevance).

EU, 2020. Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption (recast) (Text with EEA relevance). Official Journal of the European Union.

EU, 2023. Commission delegated regulation (EU) 2023/2486 of 27 June 2023 supplementing Regulation (EU) 2020/852 of the European Parliament and of the Council by establishing the technical screening criteria for

determining the conditions under which an economic activity qualifies as contributing substantially to the sustainable use and protection of water and marine resources, to the transition to a circular economy, to pollution prevention and control, or to the protection and restoration of biodiversity and ecosystems and for determining whether that economic activity causes no significant harm to any of the other environmental objectives and amending Commission Delegated Regulation (EU) 2021/2178 as regards specific public disclosures for those economic activities (Text with EEA relevance).

EU, no date, Circular economy (online). Consultado el 4 de marzo de 2026. Disponible en:

https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=LEGISSUM:circular_economy

Fang, L., Wang, S. 2026. Leaching agent and iron distribution co-treatment regulates the distribution and migration of pollutants in heap-leached MSWI-BA, *Sustainability*, **18**, 2612.

Fletcher, C.A., Dunk, R. 2023. Recovery and utilisation of municipal solid waste incineration bottom ash: implications for European waste management strategy, *Detritus*, **23**, 43–57.

Gehrmann, F.-J., Taylor, P., Alexandrov, K., Bergdolt, P., Bologna, A., Blye, D., Dalal, P., Gunasekar, P., Herremanns, S., Kapoor, D., Michell, M., Nuredin, V., Schlipf, M., Stapf, D. 2024. Mineralization of fluoropolymers from combustion in a pilot plant under representative European municipal and hazardous waste combustion conditions, *Chemosphere*, **365**, 143403.

Gustafsson, J. 2025. Leachable and extractable amount of PFAS in ash from waste incineration (online).

Consultado el 5 de marzo de 2026. Disponible en:

<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:2002084/FULLTEXT01.pdf>

Hennebert, P. 2019. Hazard classification of waste: review of available practical methods and tools, *Detritus*, **7**, 13–28.

Johansson, S., Hermann, C. 2023. Toxic tide rising: time to tackle PFAS National approaches to address PFAS in drinking water across Europe, European Environmental Bureau.

Johansson, J.H., Bolinius, D., Strandberg, J., Yang, J.-J., Benskin, J.P., Awad, R. 2024. Emission of perfluoroalkyl acids and unidentified organofluorine from Swedish municipal waste incineration plants, *Environmental Science and Technology Letters*, **11**, 1327–1383.

Liu, Y., Thompson, J., Robey, N.M., Clavier, K.A., Bowden, J.A., Solo-Gabriele, H.M., Townsend, T.G. 2026. Per- and polyfluoroalkyl substances in municipal solid waste incineration ash: occurrence and management implications, *Waste Management*, **210**, 115226.

Lou, L., Gou, S., Shen, D., Shentu, J., Lu, L., Qi, S., Zhu, M., Long, Y. 2024. Characteristics and release potential of microplastics in municipal solid waste incineration bottom ash, *Chemosphere*, **364**, 143163.

MAIB, 2017. Report on the investigation of the explosion of gas released from a cargo of unprocessed incinerator bottom ash on Nortrader at anchorage in Plymouth Sound on 13 January 2017 (online). Consultado

el 16 de marzo de 2026. Disponible en:

https://assets.publishing.service.gov.uk/media/5a268bac40f0b659d1fca8d3/MAIBInvReport26_2017.pdf

Mantovani, L., De Matteis, C., Tribaudino, M., Boschetti, T., Funari, V., Dinelli, E., Toller, S., Pelagatti, P. 2023. Grain size and mineralogical constraints on leaching in the bottom ashes from municipal solid waste incineration: a comparison of five plans in northern Italy, *Frontiers in Environmental Science*, **11**, 1179272.

Marinković, S., Josa, I., Braymand, S., Tošić, N. 2023. Sustainability assessment of recycled aggregate concrete structures: A critical review on the current state-of-knowledge and practice, *Structural Concrete*, **24**, 1956-1979.

MIBAAA, 2026. Preguntas frecuentes (en línea). Consultado el 6 de abril de 2026. Disponible en:

<https://mibaaa.org.uk/faqs/>

Monclús, L., Arp, H.P.H., Groh, K.J., Faltynkova, A., Løseth, M.E., Munke, J., wang, Z., Wolf, R., Zimmermann, L., Wagner, M. 2025. Mapping the chemical complexity of plastics, *Nature*, **643**, 349-355.

MVV, 2025. Briefing Note: Incinerator bottom ash (IBA) and microplastic (online). Consultado el 15 de marzo de 2026. Disponible en: <https://planning.bcpccouncil.gov.uk/Planning/Display/APP/23/00822/F#undefined>

Neuwahl, F., Cusano, G., Benavides, J.G., Holbrook, S., Roudier. 2019. Best available techniques (BAT) reference document on waste incineration. Industrial Emissions Directive 2010/75/EU (Integrated Pollution Prevention and Control), EUR 29971 EN, Luxembourg: Publications Office of the European Union.

Olea, F.E.S., Burke, I.T., Mohammed, A., Stewart, D.I. 2024. Reuse potential of municipal solid waste incinerator bottom ash as secondary aggregate: Material characteristics, persistent organic pollutant content and effects of pH and selected environmental lixivants on leaching behaviour, *Waste Management*, **187**, 262-274.

Paleologos, E.K., Bunge, R., Weibel, G., Vitone, C., Ploetze, M., Petti, R., Koda, E., O'Kelly, B.C., Podlasek, A., Vaverková M.D., Sarris, T., Goli, V.S.N.S., Mohamed, A-M.O., Puzrin, A., Winkler, J., Marchi, M.I., Singh, P., Weaver, L., Singh, D.N. 2023. Paradigm shifts in incinerator ash, sediment material recovery and landfill monitoring, *Environmental Geotechnics*, **10 (7)**, 501-514.

Pienkoã, F., Abis, M., Bruno, M., Grönholm, R., Hoppe, M., Kuchta, K., Fiore, S., Simon, F-G. 2022. Heavy metal recovery from the fine fraction of solid waste incineration bottom ash by wet density separation, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, **24**, 364-377.

Remex, 2025. Mandatory washing of IBA jeopardises circular economy in the Netherlands (online). Consultado el 14 de marzo de 2026. Disponible en:

<https://en.remex-solutions.de/industry-politics/mandatory-washing-of-iba-jeopardises-circular-economy-in-the-netherlands/>

Remmers, F., Loeven, M., Peelen, G. 2025a. Toezichthouders waarschuwen er al jaren voor, maar hier ging het toch mis (online). Consultado el 14 de marzo de 2026. Disponible en:

<https://www.gld.nl/nieuws/8276450/toezichthouders-waarschuwen-er-al-jaren-voor-maar-hier-ging-het-toch-mis>

Remmers, F., Loeven, M., Peelen, G. 2025b. Risico's met bouw materiaal vol gevaarlijke stoffen al jaren bekend, Rekenkamer kritisch (online). Consultado el 14 de marzo de 2026. Disponible en: <https://www.gld.nl/nieuws/8276455/riscos-met-bouw-materiaal-vol-gevaarlijke-stoffen-al-jaren-bekend-rekenkamer-kritisch>

Rollinson, A.N. 2022. Toxic fallout: waste incinerator bottom ash in a circular economy. Zero Waste Europe: Brussels.

Rollinson, A.N. 2025. Submission on Cambridgeshire County Council planning application CCC/24/091/VAR (online). Consultado el 16 de marzo de 2026. Disponible en: https://blushfulearth.co.uk/wp-content/uploads/2026/03/Fully-Redacted_A.Rollinson_Planning_CCC_24_091_VAR-2.pdf

Saxongate Residents Group, 2025. Incinerator Bottom Ash (IBA) pH and Hazardous Waste Classification Briefing Note (online). Consultado el 26 de marzo de 2026. Disponible en: <https://ukwin.org.uk/IBA/Saxongate-IBA-pH-Briefing-Note-September-2025.pdf>

Simon, F-G., Scholz, P. 2023. Sequential extraction of incineration bottom ash: Conclusions regarding ecotoxicity, *Applied Sciences*, **13**, 13228.

Simon, F-G., Scholz, P. 2024. Assessment of the long-term leaching behaviour of incineration bottom ash: A study of two waste incinerators in Germany, *Applied Sciences*, **14**, 5541.

Stallard, E., McGrath, M., Clahane, P., Lynch, P. 2024. Burning rubbish now the UK's dirtiest form of power (online). Consultado el 10 de abril de 2026. Disponible en: <https://www.bbc.co.uk/news/articles/cp3wxgje5pwo>

Strandberg, J., Awad, R., Bolinius, D.J., yang, J-J., Sandberg, J., Bello, M.A., Gobelius, L., Egelrud, L., Härnwall, E-L. 2021. PFAS in waste residuals from Swedish incineration plants. A systematic investigation. IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd: Estocolmo.

Sun, X., Ting, M.Z.Y., Yang, M., Qin, J., Yi, Y. 2026. Expansion of compacted incineration bottom ash (IBA) in water: one-year soaking measurement, mechanism analysis, and mitigation methods, *Journal of Environmental Management*, **403**, 129059.

UNEP, 2022. Basel Convention technical guidelines on the environmentally sound disposal of hazardous wastes and other wastes in specially engineered landfill (D5) (online). Consultado el 16 de marzo de 2026. Disponible en: <https://www.basel.int/Implementation/TechnicalMatters/DevelopmentofTechnicalGuidelines/TechnicalGuidelines/tabid/8025/Default.aspx>

Vateva, I., Laabs, M., Middendorf, B., Laner, B. 2025. Treatment of fine and medium fractions of MSWI bottom ash for use in concrete: A German case study, *Waste Management*, **198**, 117-127.

Vogel, J., Gleis, M., Heidecke, P. 2023. PFAS, a problem of waste incineration? 10th CEWEP waste-to-energy conference, 14th to 16th June, Berlin.

Vogel, C., Scholz, P., Kalbe, U., Callebe, W., Tayal, A., Vasala, S.J., Simon, F-G. 2024. Speciation of antimony and vanadium in municipal solid waste ashes analysed by XANES spectroscopy, *Journal of Material Cycles and Waste Management*, **26**, 2152-2158.



Zero Waste Europe (ZWE) es la red europea de comunidades, dirigentes locales, expertos y agentes de cambio que trabajan en pro de un mejor uso de los recursos y la eliminación de residuos en nuestra sociedad. Abogamos por sistemas sostenibles; por el rediseño de nuestra relación con los recursos; y por un cambio global hacia la justicia ambiental, acelerando una transición justa hacia el residuo cero en beneficio de las personas y del planeta. www.zerowasteurope.eu



Zero Waste Europe agradece la ayuda financiera recibida de la Unión Europea, la Fundación Gallifrey y la Red Reino Unido Sin Incineración (UKWIN). La responsabilidad en relación con el contenido de este material recae exclusivamente en Zero Waste Europe. No refleja necesariamente la opinión de los financiadores mencionados más arriba que, además, no se hacen responsables del uso que se pueda hacer de la información contenida en este documento.



Autores: Dr. Andrew Neil Rollinson, Zero Waste Europe.
Editores: Janek Vähk, Dorota Napierska, y Nanna Cornelsen
Fecha: Mayo de 2026

Información general: hello@zerowasteeurope.eu
Medios de comunicación: news@zerowasteeurope.eu
Temas relacionados con las ciudades: cities@zerowasteeurope.eu

www.zerowasteeurope.eu
www.zerowastecities.eu
www.missionzeroacademy.eu

