

# 落底毒渣

循環經濟中的焚化爐底渣

2022年1月份 研究報告



# 前言

底渣是從大量混燒廢棄物的焚化爐之爐床「落底」（fallout）的那些殘渣。這些殘渣的產生量很大，價值卻是負值。底渣中那些可見的成份，例如沙、玻璃和石子，讓它看起來似乎是很容易循環利用的東西；然而底渣亦含有大量有毒的「高度關切」元素和持久性有機污染物。

這些毒性物質若從底渣溶出跑到環境中，就形成了焚化爐的第二次污染；而底渣溶出毒性物質的情形，則依其所處情境之不同與歷經時間之長短而有所不同。焚化爐業者將底渣宣傳成一種「綠色」建材，卻對前述事實隻字不提。相比於從焚化爐直接排放出來的空氣污染，底渣所造成的污染卻有點受到漠視，讓它很容易被拿來「漂綠」。

本報告引用獨立的實徵研究來證明焚化爐底渣具有潛在危害，所受管制卻不足。尤其是用來判斷底渣是否適用於營建工程粒料的檢測方法均已過時，使得底渣再利用的風險更不容漠視。本報告從大眾健康與安全面向，羅列了十五點對於焚化爐底渣應用於水泥製品和道路級配粒料等用途的疑慮。事實現況仍不足以讓人支持焚化爐底渣的再利用，而基於預警原則，應該停止任何目前進行中的再利用。檢視那些不受利益團體影響的底渣分析結果，也能讓人診斷出焚化爐操作的穩定度，從而讓人對於這些收受生活垃圾的焚化爐，其操作是否能經常性地符合排放標準、是否能產出品質優良的底渣，不無疑慮。



# 一、序論

自然生態界中，被某個生物排出、不要的東西往往是另一個生物的資源。所有自然產生的「廢棄物」，都很容易地在地表運作的元素循環過程中有效地被使用了：只要有東西被某生物排出，在很短的時間內，就有生物開始認真食用這些排出物。大自然不喜歡低效率，也就沒有廢棄物這回事。

相對地，21世紀的人類文明運作的經濟系統，本質上卻是偏向以無效率的方式去利用自然資源（也就是構成地球岩石圈與生物圈的有限化學物質以及儲藏於其化學鍵中的能量），它透過物質亂度的快速增加，創造短暫、局部的金融獲利。正因為這樣，這經濟系統帶領著人類努力地超出大自然的穩態（意即元素在資源限度下自然地循環），並一頭衝向拋棄型社會的非穩態領域。在拋棄型社會裡，為了滿足經濟成長的需求，物品、服務、燃料的消耗量，必須年復一年地增加，結果產生了越來越多的廢棄物。

這經濟系統造成了許多的環境問題，讓許多人想方設法要改變它，於是一些理念浮上檯面，但不是直接挑戰此經濟系統的基礎架構，反而是一種妥協、折衷。其中之一為「永續發展」（Spaiser et al., 2017）；另一倡議為「循環經濟」（Ellen MacArthur Foundation, 2014）。廢棄物焚化被認為不符合循環經濟（出處同前），因為它是一種破壞資源的處理方式，加上商業合約綁定因素（譯註：如長達二十年的「保證垃圾量」），提供了廢棄物產生的「後端拉力」（Muznik, 2017）。

最近，歐盟正在檢討現代化焚化爐的底渣再利用是否值得投資而不違反未來的循環經濟運作。這個議題已在《歐盟永續金融分類標準》（EU Taxonomy）<sup>譯註 1</sup> 這個大架構下進行討論（EU, 2020）。要符合該標準，一經濟活動必須對於下列六項目標中的至少其中一項有實質貢獻：

- 1 減緩氣候變遷；
- 2 調適氣候變遷；
- 3 以可持續方式使用並保護水資源和海洋資源；
- 4 轉型至循環經濟；
- 5 污染預防及防治；
- 6 保護及復育生物多樣性和生態系。

同時，該經濟活動對於任何其他目標不會造成顯著危害。換句話說，朝向某一目標的進程，不能以其他目標為代價。在評估一經濟活動是否符合該標準時，依據的是特定的「技術篩選準則」（technical screening criteria），其要求證據須「以科學為基礎」，並「透過嚴謹的方法學舉證」（PSF, 2021）。

本報告重點並非在循環經濟架構下討論廢棄物焚化的缺點，而是依據前述的技術篩選準則提供證據，特別是：焚化底渣以裸料（如用於道路或小徑）及膠合形成建材（比如混凝土及水泥塊等水泥製品）進行的應用。這個主題和立法、許可審查、規劃等部門多所關聯，而焚化爐業者常跟這些部門鼓吹底渣的「諸多用途」、可以「負碳排」，甚至有助於「調適氣候變遷及減少溫室氣體排放」（Powerfuel, 2020）。

---

譯註 1：《歐盟永續金融分類標準》是一個分類系統，目的是提供一份符合環境永續的經濟活動清單，以幫助歐盟擴大永續投資、落實歐洲綠色新政。

本篇報告中，對焚化爐底渣應用所造成的任何可能危害，是依據獨立的、實徵的、經過同儕審閱的科學文獻資料進行評估；特別是有關底渣中毒性物質總含量以及這些毒性物質從底渣後續的產品與用途中溶出到環境中的傾向。本篇報告調查了歐洲現有的法規及檢驗把關方法，另外也討論推動底渣應用的動力和動機。

## 二、底渣的背景

1800 年代中期，在第一個垃圾焚化爐專利 (Clark, 2007) 誕生之前，人類社會的廢棄物主要由灰塵、灰燼和煤渣 (約 80%，為火爐爐柵的殘留物) 以及少量的植物體、排泄物、骨骼和動物屍體所組成；加上少量的陶瓷、破布、紙張和金屬 (Tanner, 2006)。這些廢棄物經常在迅速擴張的市區邊界內堆積起來，而這些垃圾堆在過去被認為具有一定價值 (Dickens, 1865)。人們居住於其間，被允許於其中搜揀；而且在某座城市中，人們至少要付費才能取得此特權 (Melosi, 1973)。一旦所有「有價物」都被拿走，剩餘的灰燼和煤渣通常被用於小徑或車道等道路的基層。事實上，在 1848 年，倫敦的塵渣山 (圖 1) 據稱被整個賣給了俄羅斯，用於建造莫斯科的街道 (Tilley, 2014)。



圖 1. 倫敦的國王十字區：毗鄰戰鬥橋和天花醫院的塵渣山 (Great Dust-Heap)。E. H. Dixon 的水彩畫，1837 年 (威康收藏館，無日期)。

現代焚化爐底渣與 19 世紀用作道路基礎的灰燼和煤渣明顯不同。現在的生活垃圾 (Municipal solid waste, MSW; 簡稱垃圾) 包括無所不在的塑膠及其添加物，還有結合塑膠與金屬的複合材料，例如印刷電路板和其他塗佈石油化學品的物質，如紙張、包材和廢木材 (Conesa et al., 2021)。最近一份報告列出了於廢塑膠中發現且被認為具有潛在危害的 2,400 多種物質，因為這些物質符合了歐盟一種或多種用來判斷持久性、生物累積性和毒性的準則 (Wiesinger et al., 2021)。

現代垃圾焚化爐大多數是大規模焚燒的爐床燃燒系統，而且它們所產生的殘餘物中最大量的是從主爐床落下來的「底渣」。雖然焚化爐不是為了獲取底渣而建造的，但它們的目的是創造它：這個詞 (incinerator) 的英文詞源是指一個「轉化為爐渣」的過程。有些焚化爐會回收廢棄物中所含的一部分能量，即所謂的「廢棄物轉能源」

(Waste-to-Energy; WtE) 或「廢棄物能源回收」(Energy-from-Waste; EfW) 廠。但廢棄物發電效率非常低， $\eta \leq 0.3$ ，也就是說廢棄物中至少 70% 的化學功能在「轉化為爐渣」的過程中損失了 (Neuwahl et al., 2019)。

投入現代焚化爐的廢棄物中，大約有三分之一是不可燃或未被燃燒的 (Bielowicz, et al. 2021)，這相當於有四分之一左右的投入物會成為底渣 (Bunge, 2019; Hulgaard and Vehlow, 2011)；而這二者之間的差值，是少量被燃燒廢氣帶走的固體殘渣，其要不是被排放到大氣中 (Particulate Matter Research Group, 2019)，就是被空氣污染防治設備攔截下來 (Vehlow, 2015)。這些被廢氣夾帶的顆粒物被稱為飛灰或空氣污染防制殘餘物 (air pollution control residues; APCr)，它們並不在本報告所探討的範疇中。

歐洲立法管制焚化爐的重點是最大限度地減少這些空氣污染物的排放，近來是透過《工業排放指令》(Industrial Emissions Directive; IED) 予以管制 (EU, 2010)。這指令要求燃燒後的廢氣 (作者強調)，即使在最不利條件下，也必須在 850°C 以上的溫度中停留至少 2 秒鐘，並且底渣中的總有機碳 (TOC) 含量必須小於 3% 重量百分比，或者其灼燒減量 (LOI) 必須小於 5% 重量百分比。只有空氣污染物的濃度以及由飛灰系統排出的廢水之污染物濃度有規定限值。焚化爐爐床上方的燃燒環境相當惡劣，不易監測；儘管對其局部變化知之甚少，但爐床上方溫度被認為在 900°C 左右震盪 (Bunge, 2019)。

在巨觀層面上，底渣大部分 (50-97% 之間) 是由非晶態物質、石頭、玻璃碎片、金屬塊、砂粒所組成 (Buchholz and Landsberger, 1995; Caviglia et al., 2019)，其中非晶態成份通常又被稱為「熔渣」，是物質在焚化爐燃燒段高溫中、並有週期表第一族或第二族元素扮演助熔劑的情況下 (Miles et al., 1995) 熔融的產物。對於底渣而言，英文的 'slag' 與 'clinker' 是同義詞，都是「熔渣」。

化學特性上，底渣的 PH 值約在 11-12 之間 (Bunge, 2019)，主要組成硫、矽、鈣、鐵、鋁的氧化物，這些氧化物約佔 90%；另有來自其他族的諸多微量元素存在其中，而這些微量元素許多都很毒 (Simon et al., 2021; Vateva, and Laner, 2020)。底渣也含有一些純金屬物質，其中有部份在商業實務上是可被回收的 (Bunge, 2019)。

底渣從焚化爐排出時的暫存方式，會影響其所含金屬物質的商業回收。有些焚化爐具有水淬系統 (讓高溫熔融狀態下的底渣急速冷卻的水槽)，其他則是乾燥排渣；且底渣通常會經過一段時間的露天靜置，稱為風化 (weathering) 或熟化 (ageing)。這些過程都會改變底渣的型態與化學特性。底渣中的鐵金屬與非鐵金屬都可被回收，但僅限於未氧化的純金屬成份，不包括和礦物成份綁在一起的金屬氧化物。要完全回收底渣所有金屬成份是不可能的，總是會有一部份會和金屬氧化物一起留在底渣所謂的「礦物相」中。這些「殘留」下來的底渣，是本報告要探討的主題。

### 三、方法與危害鑑定

我們的研究乃建構在兩項假設基礎上：

- 1 焚化爐底渣的再利用對於過渡到循環經濟有很大的幫助。
- 2 底渣再利用不會造成顯著危害。

我們的研究方法乃是透過文獻回顧，選擇 2019 年以來發表的相關論文進行研究探討，且只有以實徵研究方法取得其結果的論文，方納入文獻回顧範疇。所收集的文獻資料，僅限於垃圾焚化爐底渣樣品的檢測分析結果；而這裡所謂的垃圾，來源包括家戶、商業或事業。那些針對專門焚燒有害廢棄物的焚化爐的研究報告，不在研究範疇內。產



業界直接委託研究、共同研究或贊助研究的論文，也排除在研究範疇外。我們僅針對地理上的歐洲進行文獻回顧；不過對於有機化學物質，則納入其他洲的實徵研究，前提是其所研究的焚化爐經證實能夠符合歐盟法定操作基準或最佳可行技術（Best Available Techniques; BAT）。

底渣的潛在危害和它本身的化學性質息息相關。然而當底渣以產品形式被拿來再利用，還會與周遭環境的化學交互作用，而產生更進一步的危害。此外，底渣的風險還和用來把關底渣產品製造過程及使用方式的法規體制有關。一般文獻中會以兩種度量來表達底渣的化學危害程度：

- 1 總含量：為每單位重量的底渣中所含特定元素或化合物的重量。
- 2 溶出量：此乃用於衡量底渣所含元素與化合物的移動性，為每單位體積的萃出液中所含特定元素或化合物的重量；其中萃出液為以特定液體淋濾底渣樣品或與之混合攪拌分離後所得到的混合液。

本報告是依據歐盟《化學品註冊、評估、許可和限制》法規（Registration, Evaluation, Authorisation and Restriction of Chemicals; REACH）進行化學危害鑑定。依據本報告所參考的研究資料，表一列物質都曾出現在底渣中。這些物質全被 Wiesinger 等人（2021）認為需要高度關注，因為它們符合 REACH 法規中評斷化學品危害的至少一項要件——生物累積性強、致癌、致畸胎、具生殖毒性、會干擾內分泌、重複暴露會對特定器官造成毒害、會對水生生物帶來慢性毒害，同時生產量大（譯註：Wiesinger 等人於 2021 年發表的論文是探討塑膠中所使用的物質）。表一同時也列出各物質的相變化資料（熔點與沸點），如此可根據焚化爐內部狀況以及這些物質是否存於底渣中及其存在型態，得到一些推論。

表 1. 所列元素\*選自本報告所蒐集的研究報告，為在垃圾焚化爐底渣中發現、且被認為需要被高度關注者（Wiesinger et al., 2021）。

\*表中元素標\*者非元素，其中 Cl<sup>-</sup>是離子、SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>是離子化合物。

\*\*資料來源：Halkidiskis et al., 2019; Wiesinger et al., 2021。

元素	熔點	沸點	垃圾中的來源**
砷 (As)	在 616°C 直接昇華		用於電子產品、玻璃、木材防腐劑、塑膠的殺菌劑。
鋇 (Ba)	729°C	1637°C	塑膠的抗氧化劑、色料、填充劑、熱與紫外線的安定劑。
溴 (Br)	-7°C	59°C	塑膠、泡綿、紡織品中阻燃劑的主要成份。
鎘 (Cd)	321°C	756°C	塑膠的熱安定劑、抗氧化劑、顏料。也用於金屬電鍍和電池。
鈷 (Co)	1495°C	2870°C	塑膠的催化劑與顏料。廣泛用於磁鐵和金屬合金中。
氯離子 (Cl <sup>-</sup> )*	n/a	n/a	塑膠的塑化劑、熱安定劑、色料、抗氧化劑和催化劑。聚氯乙烯 (PVC) 的主要成份。木材防腐劑。
鉻 (Cr)	1860°C	2672°C	塑膠的催化劑和顏料，也用於金屬電鍍。
銅 (Cu)	1084°C	2567°C	塑膠的殺菌劑和顏料。在大多數的電子產品中作為配線使用。
鉛 (Pb)	334°C	1740°C	塑膠的色料、抗氧化劑、紫外線和熱安定劑。存在於電池、金屬製品、玻璃和電子產品中。
汞 (Hg)	-39°C	357°C	塑膠的催化劑、色料、交聯劑、填充劑和殺菌劑。
鉬 (Mo)	2617°C	4612°C	塑膠的催化劑、交聯劑和阻燃劑。
鎳 (Ni)	1453°C	2732°C	塑膠的催化劑和殺菌劑
銻 (Sb)	631°C	1635°C	主要用於塑膠的阻燃劑，另外也當作塑膠的催化劑、抗氧

硫酸鹽 (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )*	n/a	n/a	化劑和顏料。 塑膠的填充劑、色料、熱和紫外線安定劑。
錫 (Sn)	232°C	2270°C	塑膠的殺菌劑和抗氧化劑，也可作為阻燃劑。用於金屬電鍍、玻璃、陶瓷中。
鈮 (V)	1887°C	3377°C	塑膠的抗氧化劑，另外也是塑膠製程中的潤滑劑。需要關注的程度同氧化鈮。
鋅 (Zn)	420°C	907°C	塑膠的填充劑、熱安定劑、阻燃劑、增滑劑、顏料。

另外，底渣中也存在著許多種類的有機化學物質，而且也被認定為有害。這些物質通常被稱為「持久性有機污染物」（Persistent Organic Pollutants），除了少數種類以外，大部分都被《斯德哥爾摩公約》所列管。這些持久性有機污染物的特徵是在環境中可存在很久、有毒性、會透過食物鏈往高層營養級的生物體內累積，且每一類別的有機污染物各含有許多性質相似的物種，稱為「同源物」（congeners）。我們將會在 5.2 節再談到這些細節。

## 四、結果：標準與檢測方法的法規架構

目前在歐洲，各國焚化爐底渣應用於營建粒料的情形並不一（Blasenbauer et al., 2020）。有些國家，例如挪威，禁止這類用途；而荷蘭則將所產生底渣全數拿來用於營建工程。有些國家雖允許這類用途，實際上卻沒有在使用。而且，很多國家轄內各區域的使用情形也不一，利用率（wt%）<sup>譯註 2</sup>從 0%到 100%都有。有些國家依據底渣用途訂定不同規範，例如在義大利：未經處理或檢驗的底渣可以被用在水泥、磚塊或膨脹性黏土中；而要用在道路鋪設的話，則要先經過溶出試驗，但規範的項目也只有某幾類重金屬（Caviglia et al., 2019）。歐盟 26 國中有 5 個國家，對於底渣利用甚至沒有任何規範；而愛爾蘭和盧森堡則是禁止底渣在國內使用，卻允許出口（Blasenbauer et al., 2020）。

歐盟有關營建粒料和水泥製品的標準（EN12620、EN13139、EN13043、EN13242）中，對於應該要規範的各種毒性物質，使用了「危險物質」這個通稱。在總含量方面（不含萃出液）並沒有明確規範，相關規定標記為「資訊性」（informative）以便連結到其他歐盟法規，而非標示為「規範性」（normatives），因此這些標準都沒有提供適當的安全規範。在歐盟指令 2010/75/EU（EU, 2010）的第 53 條中提到焚化爐殘餘物應減量，規定應該要有「適當測試」以判斷這些殘餘物的污染潛勢。這項規定交由各國執行，卻沒有制定一致性的測試方法！這問題在十幾年前就已經有人指出，至今依然如此（Blasenbauer et al., 2020）。

對於要求底渣在做為營建粒料使用之前必須通過溶出試驗的那些國家，其規定細節摘要如下（Blasenbauer et al. 2020）：

- 有 11 個國家使用批次溶出試驗方法。他們的方法乃是參考 EN-12457，但這方法並非針對要做為營建粒料的底渣而設計，且使用水作為萃取液<sup>原註 1</sup>（EN, 2002/2003）。這些國家的批次溶出試驗方法細節不一，主要是如下參數有所不同：

譯註 2：wt%是重量百分比，表示這個百分比的分子與分母的單位都是重量。這裡是指所產出的底渣，有多少被拿去使用的意思。

原註 1：「萃取液」（eluent 或 leachant）是指「流過一定量的底渣，或是在封閉容器內與底渣一起攪拌，以溶出底渣中部份毒性物質」的一定量液體。上述萃取程序過後，即可檢測「萃出液」（eluate）中的毒性物質含量，此即該物質的「溶出量」。

- 每單位重量樣品所使用的萃取液體積，量化成液體和固體的比率（液固比 L/S）。這些國家採用的液固比不是 2 l/kg 就是 10 l/kg，另有一個國家（比利時）要求做兩階段的溶出試驗。所有國家的溶出試驗時間都是 24 小時。有 7 個國家要求底渣粒徑要破碎到小於 4 毫米才能進行溶出試驗，而有 3 個國家（加上比利時的某個地區）要求底渣粒徑要小於 10 毫米。
- 有 4 個國家採用管柱或是滲濾溶出試驗，溶出之液固比（溶出液累計流量和固體的比率）為從 0.1 l/kg 累計到 10 l/kg。芬蘭和瑞典並沒有限定粒徑大小，而荷蘭以及比利時的某兩個地區則是規定粒徑要小於 4 毫米。試驗時間沒有特別規定。
- 荷蘭是唯一另外針對底渣的膠合形成建材（如水泥製品與磚品）進行槽體溶出試驗的國家，這包括先把底渣樣本浸在水中 64 天。這試驗沒有規定粒徑大小，而液固比則是取決於塊狀物（膠合形成建材）的大小。

科學文獻的作者們普遍認為，溶出試驗其實是不適當也不充分的把關方式。例如：

「底渣礦物相中的金屬之含量及溶出量，到底要多少才會對環境造成危害？我們又要怎麼去評估這件事？其實目前並不完全清楚。」（Tiberg et al., 2021）

又如：

「標準的溶出試驗方法其實只能溶出焚化爐底渣中某些物質之總量的一小部份而已。」（Simon et al., 2020）

下個章節將提供更多的獨立觀察結果：這些研究比對了底渣的實徵分析結果和歐洲關於底渣之各種總含量及溶出量的限值。這些限值的資料取自 Blasenbauer 等人（2020）和 Glauser 等人（2021），除非另有註明。我們對這些限值的適切性不予置評，畢竟：

「我們不能說某個限值算是太高還是太低，因為根本就不知道各國是如何去訂定出他們的限值。」（Blasenbauer et al., 2020）

## 五、結果：實徵研究

### 5.1 潛在有毒元素

表 2 所列為符合文獻回顧範圍的研究，其分別來自六個歐洲國家。請特別注意表 2 中關於樣品準備方式的細節（熟化、金屬回收、風化）。

表 2. 以垃圾焚化爐底渣所含潛在有毒元素為分析研究對象的實徵研究

參考資料	樣品來源	樣品準備方式	溶出方法	檢測分析物質
Bielowicz et al., 2021.	波蘭的某座垃圾焚化廠.	底渣室內靜置兩星期，並經過鐵金屬與非鐵金屬回收程序。每星期從 350-400 公斤的底渣中採樣 20	依 EN12457 方法進行溶出試驗，液固比為 10 l/kg。	鋇、氯離子、鉻、銅、鉬、鉛、銻、硫酸鹽、鋅。



		公斤，進行 36 星期的採樣 檢測分析		
Glauser et al., 2021	瑞士的兩座設有底渣處理設施的垃圾焚化廠。其中廠一的底渣為濕式排出，然後經過熟化與金屬回收等處理程序；廠二的底渣則是採取「先進」的乾式處理與金屬回收方式。	於兩天內從這兩座廠各採樣 5-6 次回收金屬後的底渣，共採樣一噸。所採樣品中的金屬塊與大於 5mm 的未燃物則移除。所有粒級的底渣都粉碎到低於 0.25 mm 以下。	溶出試驗：1. 分別以(a) 去離子水及(b)二氧化碳飽和水（降低的 PH 值）進行批次溶出試驗，液固比為 10 l/kg。2. 以去離子水進行管柱溶出試驗，液固比從 0.1 l/kg 累計到 10 l/kg。	溶出量：氯離子、銅、鉛、鋅  總含量：砷、氯離子、鎘、鉻、鈷、銅、鎳、鉛、銻、錫、鈾、鋅
Mantovani et al., 2021.	義大利的某座垃圾焚化廠	於五天內採五個樣品，總共 30 公斤。乾燥 24 小時後，篩分成數個粒級。	只檢測總含量。	多種
Simon et al., 2021.	德國的某座焚化底渣處理設施	將底渣中的鐵與非鐵金屬分離，沒有熟化。濕式分離並將粒徑篩分至 0.25-45mm 之間。	使用模擬的雨水於測滲儀 (lysimeter) 中進行六年溶出試驗。	氯離子、鉻、銅、鋁、銻、硫酸鹽、鈾
Tiberg et al., 2021.	瑞典的六座垃圾焚化廠	金屬回收後，於室外進行至少四個月的熟化，或者將其 PH 值處理到 10。	針對粒徑於 5.5-8.5mm 之間的底渣，進行 PH 相依性溶出試驗。	鋁、銅、鐵、鋅
Kalbe and Simon, 2020.	德國的某座焚化底渣處理設施	所採樣品為回收金屬與非鐵金屬後的底渣，沒有熟化。濕式分離並將粒徑篩分至 0.25-45mm 之間。	四種不同的溶出試驗：以模擬雨水於測滲儀中進行的溶出試驗（液固比 2.96 l/kg）；管柱溶出試驗（液固比達 2.96 l/kg）；批次溶出試驗（液固比分別為 2 l/kg 及 10 l/kg）。	多種
Vateva and Laner, (2020)	德國的某座垃圾焚化廠（底渣為濕式排出）	於四星期間採樣 9 天，共採 1,900 公斤。把剛排出、尚未經熟化處理的底渣和經過 4 個月熟化的底渣，分成 <0.063mm 到 31mm 之間的數個粒級進	依 EN12457 方法進行批次溶出試驗，液固比為 10 l/kg。	砷、鎘、氯離子、鉻、銅、汞、鎳、鉛、硫酸鹽、鋅

行檢測分析比較。

Alam et al., 2019a	荷蘭的數座焚化廠.	自然風化六個星期，然後乾燥，並篩分至粒徑 $\leq 0.125\text{mm}$ 。	依 EN12457-2 方法進行批次溶出試驗，使用去離子水，液固比為 10 l/kg。	多種
Alam et al., 2019b	荷蘭的數座焚化廠	未回收金屬。風化六星期後，在 $105^{\circ}\text{C}$ 下乾燥，並篩分成三種粒級，粒徑範圍為 0.125-4mm。	依 EN7383:2004 方法進行管柱溶出試驗，並與序列溶出試驗 (sequential test) 的酸溶、還原、氧化等階段的結果進行比較。	多種
Caviglia et al. 2019	義大利的某座焚化廠	單一抓取的樣品。篩分成介於 0.063 到 20mm 之間的數個粒級。	依 EN12457 方法進行批次溶出試驗，使用去離子水，液固比為 10 l/kg。	多種

### 5.1.1 各種溶出試驗方法的比較

Glauser 等人 (2021) 的研究顯示，即使是同樣的底渣樣品，分別以瑞士與荷蘭等兩種不同的溶出試驗方法進行檢測，結果許多潛在有毒元素的檢測數值不僅有差異，還互相矛盾。他們使用去離子水做為萃取液，結果只有銅與氯離子的檢測數值具有統計顯著相關性 ( $R2 \geq 0.95$ )。對於鋅而言，根本沒有統計顯著相關性 ( $R2 = 0.65$ )；鉛也是一樣 ( $R2 = 0.55$ )，以瑞士批次溶出試驗方法所得到的萃出液，其鉛平均含量為荷蘭管柱溶出試驗的 2.5 倍，顯示荷蘭的溶出試驗方法相對寬鬆。

這些底渣樣品全都不符合瑞士掩埋場的規定，因為某些粒級<sup>譯註 3</sup>的底渣，鉻、銅、鉛等重金屬的總含量過高；尤其是銻的總含量，不論是何種粒級，都超過了掩埋場的允收標準：對於細粒料，銻的總含量為該允收標準的 11 倍；且即使底渣經過「先進處理」，仍達到該允收標準的 1.5-3 倍。對於這樣的結果，該論文作者酸道，這會是說明瑞士掩埋場規定為何只管制底渣的總有機碳 (TOC) 及某些非鐵金屬的「好理由」，因為若不如此，底渣將無法符合規定。總體來說，他們的研究結果顯示：

譯註3：粒級 (grain size fraction)，為用某種分級方法 (如篩分) 將粒徑範圍寬的顆粒羣分成粒徑範圍窄的若干級別，這些級別稱為粒級。

「若未採取進一步處理措施，就不可能把底渣埋到較低規格的掩埋場（如 B 型掩埋場<sup>譯註 4</sup>）或者送到水泥廠做為水泥生料！」（Glaser et al., 2021）

至於荷蘭的管柱溶出試驗，該研究報告只呈現了氯離子、銅、鉛和鋅的檢測結果。其中，所有粒級的底渣之氯離子溶出量皆不符合荷蘭的法定品質標準，至於銅溶出量則有 62% 的底渣樣品超標，鉛溶出量則有 38% 的底渣樣品超標。關於此結果，該論文作者批評道，使用去離子水的荷蘭管柱溶出試驗不具代表性，因為該方法忽略了底渣 PH 值會隨時間而改變<sup>譯註 5</sup>。

Kalbe 與 Simon 兩人的研究（2020）也以不同的溶出試驗方法檢測同樣的底渣樣品並進行比較。其研究顯示，底渣若以管柱及測滲儀進行溶出試驗，其某些有毒元素如鎘、鈷、鎳、鉛的溶出量，會比批次溶出試驗的結果要大；至於氯離子、銻及錫，則是批次溶出試驗的溶出量比管柱溶出試驗的結果要高。這樣的結果和 Glaser 等人（2021）的研究結果一致。他們也說明了為何使用測滲儀進行溶出試驗並和常見的批次溶出試驗和管柱溶出試驗進行比較的理由：

「測滲儀溶出試驗的結果，比較接近實場狀況，因為其使用的底渣樣品數量比管柱溶出試驗還要大，且萃取液是由上而下澆灌底渣，而非由下往上流經底渣。」（Kalbe and Simon, 2020）

如表 2 所示，沒有任何歐洲國家使用測滲儀進行溶出試驗。

把檢測結果範圍量化，就可看出批次溶出試驗和管柱溶出試驗的檢測結果之間存在顯著差異，而這說明了為何某些國家容許底渣再利用，其他國家則不允許的原因。以相同的底渣樣品，分別以批次和管柱溶出試驗方法進行檢測，然後計算這兩種溶出試驗方法所得到的各毒性物質溶出量（C）之百分比差異 =  $\frac{(C_{\text{批次}} - C_{\text{管柱}})}{C_{\text{批次}}} \times 100$ ，所得數值顯示這兩種溶出方法有如下差距：砷 = 63%、氯離子 = 44%、錫 = 52%、銻 = 52%。這再次量化了荷蘭管柱溶出試驗相對寬鬆的程度，雖然對於某些其他元素而言，這個百分比差異是表示荷蘭方法反而較嚴的負值。<sup>譯註 6</sup>

再來要提到的研究對於荷蘭所採取的管柱溶出試驗或槽體溶出試驗也是具有重要意義。Allam 等人（2019a）以去離子水，採用常見於其他國家的批次溶出試驗方法，檢測分析底渣樣品的毒性溶出情形。研究結果顯示，以批次溶出試驗方法取得的萃出液中，銅、鉻、鉍、銻以及氯離子、硫酸鹽的含量，超出了荷蘭對於底渣作為營建粒料的法定品質標準。該研究論文的作者接著探討改善底渣品質的選項，且並未主張風化，原因是：

「風化所形成的物相，減少了潛在有毒元素短中期的溶出情形，但這種物相卻只在一定的酸鹼值範圍內穩定存在。」

譯註 4：瑞士的掩埋場分成 A 到 E 等五種類型，其中 A 型收受的廢棄物風險最低，E 型收受的廢棄物風險最高。D 型掩埋場除了可收受底渣之外，也可收受符合其允收標準的其他種類廢棄物，但這允收標準卻不適用於底渣。對於底渣，只要其非鐵金屬顆粒有被回收，或含量不超過底渣總重量的 1.5%，且總有機碳含量不超過 20,000 mg/kg，即可進入 D 型掩埋場。參見：瑞士的廢棄物法令（Waste Ordinance, ADWO）附件五。

譯註 5：底渣為強鹼，但在自然環境中若經雨水淋洗或是吸收空氣中二氧化碳，PH 值會慢慢降低，原本不易溶出的金屬可能變得容易溶出，因此荷蘭短暫的管柱溶出試驗無法完全模擬底渣在此真實場景的狀況。

譯註 6：根據原文獻，作者是先以德國 DIN ISO 11466 方法檢測底渣中各毒性物質的總含量；接著再以不同的溶出試驗方法檢測各毒性物質的溶出量，從而計算出各毒性物質的溶出比。本報告作者再針對該文獻中所示各毒性物質以批次及管柱溶出試驗方法所得到的不同溶出比，計算其百分比差異，以突顯不同溶出試驗方法溶出毒性物質的能力差異。由於溶出比的分母為同一底渣樣本的毒性物質總含量，其在計算百分比差異時，會相除消去，因此溶出比的百分比差異，將等同於溶出量的百分比差異。



該研究團隊也以序列溶出試驗（sequential leach test）檢測要作為營建工程粒料的底渣，並與荷蘭管柱溶出試驗方法做比較（Allam et al., 2019b）。序列溶出試驗方法是讓底渣樣品依序暴露於不同狀況下，因此呈現了「最糟糕情境」的溶出情形。沒有任何一個歐洲國家採用序列溶出試驗。

Allam 等人（2019b）發現，粒徑小於 4mm 的底渣粒料，其氯離子、銅與鉬的溶出量，超出了荷蘭的溶出試驗限值。他們也提到其先前於 2016 年及 2017 年發表的研究結果顯示，底渣的鉻、鎳、鉛、銻與鋅的溶出量，「常常超出未有阻隔的用途之限值。」以序列溶出試驗方法檢測發現，特別是鋅，在低 PH 值條件下移動性相當高；而鉻、銅、鎳、銻，則是在氧化條件下移動性高。作者們認為，許多有毒元素會與底渣中的腐植質錯合，而當腐植質這類有機物因為氧化而破壞後，原本跟其錯合的有毒元素的移動性就隨之提高了。這樣的結果也進一步佐證，那些呆板、簡化條件的溶出試驗，無法反映底渣面對的真實狀況；比如這研究案例所指出的，底渣中有毒元素與有機物會有交互作用，尤其當底渣以裸料型態運用於道路工程時，更不能忽視這種情形的存在。

接下來，我們來看看從其他研究報告彙整出來的更多結果。為避免單調乏味地重複相關文獻摘要，我們把相關研究結果分門別類，以探討歐洲各國採用的各種溶出試驗方法中有哪些和底渣危害有關的侷限。

### 5.1.2 熟化、PH 值、緩衝與腐植質

Glaser 等人（2021）發現，若把批次溶出試驗所使用的萃取液改成 PH 值較低的二氧化碳飽和水，毒性物質溶出量會出現更大幅度的變化：與使用去離子水的批次溶出試驗結果相比，鋅的移動性提高到 15 倍。他們也發現，即使萃出液處於鹼性條件下，當其中存在著溶解態有機物質時，銅的溶出量會提高（銅溶出量與溶解態有機碳之間的統計相關性  $R^2=0.90$ ）。該文獻作者也指出，細粒級底渣會因為氧化鈣的存在於其中，而具有高度的 PH 值緩衝能力，而暫時性地穩定化了銅與鋅。

Vateva 與 Laner（2020）兩人把其底渣溶出試驗結果與德國兩個現行的營建粒料品質標準及一個草案標準進行比較。結果發現，對於大多數粒級的底渣，其氯離子與硫酸鹽的溶出量都高於限值；同時鉻、銅與鉛的溶出量也高於限值。他們認為，就氯離子與硫酸鹽而言，四個月的熟化程序並未改善底渣品質。有趣的是，他們也注意到：「在整整九天期間所取得的底渣樣品中，未燃有機物含量<sup>譯註 7</sup>的變異相當顯著。」雖然他們並未進一步去探究其原因。總而言之，他們認為：

*「整體而言，這些經過處理的底渣未能符合德國現行法規限值，因此並不適合做為有包覆圍阻之構造物<sup>譯註 8</sup>的建材，也不適合做為混凝土的粒料……長時間的熟化過程並無助於底渣符合建材的法規標準，必須進一步處理或加工以減少溶解性鹽類的含量並降低殘餘金屬含量。」*

還有：

*「這些經過處理的底渣，在粗細粒徑混合不分的情況下，並未能符合德國現行法規限值而不能做為建材，主要原因是其溶解性鹽類含量過高。粗粒級底渣的污染程度較低，因此只有不到 30% 的底渣具有做為建材的潛力。」*

譯註 7：底渣的灼燒減量試驗即是用來測定其未燃有機物含量。

譯註 8：有包覆圍阻之構造物（contained structures）是指具有阻隔雨水或地下水功能的構造物。

Simon 等人 (2021) 以模擬的雨水 (600mm 的年雨量) 由上而下澆灌測滲儀中的底渣樣品，並把這些累積了六年的試驗結果，拿來和德國的營建粒料品質標準草案比較。使用測滲儀的溶出試驗，可讓我們分析溶出情形和時間的關係，這是採取批次溶出試驗所無法做到的 (Kalbe and Simon, 2020)。在這些試驗過程中，PH 值並沒有改變，約為  $9.9 \pm 0.5$ ，說明了底渣中的物質扮演了暫時性的 PH 緩衝劑。即使底渣有經過熟化，仍可觀察到氯離子和硫酸鹽於短期間內大量釋出，還有銅、鋁也是一樣，皆大幅超標。銻和釩於整個六年期間都持續地溶出，且累計溶出量逼近限值，如作者所說：

*「我們的實驗結果顯示，於將近六年期間，銻和釩從焚化爐底渣中溶出的情形並未減緩。因此焚化爐底渣的長期使用，如做為再生建材，可能會對環境帶來風險。」*

他們接著指出，並沒有經濟可行的技術方法可把底渣中的銻和釩除去。而且，即使底渣經過濕式處理，仍無法符合以礦物性廢棄物為管制對象的新草案中的限值標準 (Simon et al. 2021)。

在 Kalbe 與 Simon (2020) 兩人的溶出試驗中，測滲儀中的基質 (底渣) 維持在鹼性範圍 ( $8.5 \leq \text{pH} \leq 10.5$ )。雖然該論文作者說，在這有限的 PH 範圍內，無法理出 PH 值和銻移動性的關係；但是，他們也指出，在該溶出試驗接近尾聲時，銻的 (六年) 累計溶出量仍然在增加。該研究成果顯示，銻的溶出量會隨著鈣溶出量的減少而增加，因為鈣會在熟化過程中形成較不易溶解的化合物，比如碳酸鈣 ( $\text{CaCO}_3$ )。因此，用來穩定化底渣的熟化過程，反而會增加銻的移動能力；而諸如添加鈣化合物的前處理程序，也不太可能解決這個問題；畢竟，長期而言，這些鈣化物終究將轉變成碳酸鈣 (Kalbe and Simon, 2020)。

Tiberg 等人的研究 (2021) 確認了鋅、銅在 PH 值低於 8.5 的環境下更容易溶出，溶出量可為高 PH 值環境下的上萬倍。他們也指出，這些有毒元素的溶出能力在偏鹼性的環境下是由其他因素決定，比如腐植質的存在。但是腐植質對底渣而言只是帶來短期的穩定化，畢竟底渣 PH 值會隨時間而降低。由於「缺乏明確的指引，且各國的 (底渣處理) 作法也不同」，因此該文作者們並未從法規面分析其研究結果的意涵。不過，他們特別提到歐盟《廢棄物框架指令》(Waste Framework Directive) 的一些侷限。

### 5.1.3 焚化爐操作穩定度與危害和底渣粒徑的關係

Bielowicz 等人的研究 (2021) 乃是針對 (某一廠的) 底渣進行為期 36 週的採樣檢測分析。在這期間中，所有檢測的元素都會在某些時候超出波蘭法規中對於「廠外處理」的底渣的國家溶出限值。<sup>原註 2</sup>以氯離子來說，檢測結果從來不曾低於限值，最大的一次甚至是限值的 7 倍。其他值得注意的還有鋇的最大檢測值 (限值的 11.5 倍)、銻的最大檢測值 (限值的 21 倍)，另外鋅也有四次檢測到超標。銻的檢測值也常常超標，其平均值是限值的 7 倍以上。鉛的溶出量平均值超過限值 300% 以上。這些檢測結果的變異幅度之大，證明了焚化廠對於底渣中毒性物質含量的控管幾乎袖手無策。這樣的結果於 Simon 等人的研究 (2021) 中再次獲得印證，他們說：「尤其是微量金屬的濃度，其變化可達數十倍。」

有些文獻的作者建議，把底渣中的細粒料移除，將可降低底渣毒性 (Alam et al., 2019a)，但這論點不見得總是正確。Kalbe 和 Simon 兩人的研究 (2020) 顯示，最細粒級 ( $<0.25 \text{ mm}$ ) 的底渣不見得含有那些最毒的元素，比如

原註2：依據與作者的私人通訊，廠外處理係指「鐵路構造物 and 軌道床、軌道路堤、鐵路和公路路堤、高速公路的路基、不透水鋪面、沉降池、水工構造物和其他構造物以及營建工程 (包括基礎) 的核心部份」的興建、重建與翻新。

鋇、鈷、鉻、鎳在最粗粒級（0.25 ~ 45mm）底渣中的含量反而是最細粒級的 2 倍。Vateva 和 Laner 的研究（2020）則發現，在最粗（>31.5 mm）和較細（4-8 mm）粒級的底渣中，鉻和鉛的含量較高；在最細粒級的底渣中，則是鎳、鎳和鋅較高；錫和銻則是呈現較隨機的分佈。他們也發現當底渣樣品熟化之後，氯離子、鉻和硫酸鹽在 >4 mm 的粒料中含量較高。

Mantovani 等人（2021）測出鉻和鉛在最粗粒級（>16 mm）的底渣中含量較高，而鎳則是在 8-16 mm 的粒料中測得最高的含量。他們發現，在一些較大的粒料表面有細粒料覆蓋著，且很容易在運送和篩分過程中分開來，這顯示底渣篩分後易碎的本質及有毒元素因此釋出的可能性。另一項有趣的發現是底渣灼燒減量數值與粒級的關係：不論底渣粒料粗或細，其灼燒減量數值都超出歐盟工業排放指令（Industrial Emissions Directive）的標準，其中灼燒減量數值最小者是 9.4%，最大可達到 26.4%。他們在所有種類的碳酸鹽、硫酸鹽、非晶質的未燃有機物中，都發現諸如銅、鎳、鋅、鉛、錫等潛在有毒元素的存在，這些發現令人質疑底渣篩分的價值。

Caviglia 等人（2019）發現因為有銅的存在，凡是粒徑小於 10mm 的底渣粒料，都不符合義大利的溶出限值。其他有趣的發現還包括灼燒減量數值（6.2%）超出歐盟法規；還有大多數重金屬（如銅、鎳、鉛、錳、鋅）在中等粒徑範圍（2 - 8 mm）的底渣中濃度最高。

## 5.2 持久性有機污染物與微塑膠

由於只有一篇來自挪威研究團隊的論文符合我們的文獻回顧範疇，因此我們把文獻回顧年份往前推，並納入歐洲以外於近年發表的文獻。資料整理如表 3。

表 3. 以垃圾焚化爐底渣所含有機毒性物質為分析研究對象的實徵研究

參考資料	樣品來源	樣品準備方式	檢測方法	檢測分析物質
Arp, et al., 2020	數座挪威焚化廠，透過某廢棄物清理設施取得	採樣為期一年。	依據 EN12457 方法，使用蒸餾水進行溶出試驗，液固比為 10 l/kg。樣品振盪攪拌時間增加到 28 天。	多氯聯苯（PCBs，七種同源物）
Morin et al., 2017	挪威的十二座廢棄物清理設施	採樣為期一年。	依據 EN12457 方法，使用蒸餾水進行批次溶出試驗，液固比為 10 l/kg。樣品振盪攪拌時間增加到 28 天。	溴化阻燃劑（多溴二苯醚；PBDEs）
Lin et al., 2014	台灣的兩座焚化廠	於一星期內每天採樣四次，採樣間隔時間為 6 小時。篩分成 <0.075mm 到 9.5mm 之間的數個粒	使用 PH2.9 的液體進行批次溶出試驗，於震盪瓶中攪拌 18 小時。	多溴二苯醚（PBDEs）



級。

Wang et al., 2010	台灣的某座焚化廠	於三天內每天採三次樣，採樣間隔為 8 小時。底渣中可回收的鐵及非鐵金屬、石頭與玻璃則予以移除。	總含量。把底渣樣品和該爐體下游的飛灰樣品的檢測分析結果進行比較。	溴化戴奧辛/呋喃 (PBDD/Fs, 12 種同源物)、多溴二苯醚 (PBDEs, 30 種同源物)
Liu et al., 2021	中國的三座焚化廠	24 份樣品，採樣為期二年。	總含量。將淬出液離心後取上清液，將 PH 穩定在 7-8 之間。	全氟/多氟烷化物 (PFAS)
Hsieh et al., 2018	台灣的某座焚化廠	直接從該焚化廠採樣，採樣為期四年。	總含量。	戴奧辛/呋喃 (PCDD/Fs)
Chen et al., 2006	台灣的兩座焚化廠	於一星期內每天採樣四次，採樣間隔時間為 2 小時。	總含量。篩分成 <0.21mm 至 9.5mm 之間的數個粒級。	戴奧辛/呋喃 (PCDD/Fs)
Yang et al., 2021	中國的十六座垃圾焚化廠與一座底渣處理廠	31 份樣品，於焚化爐穩定操作期間採樣。	總含量。	微塑膠

### 5.2.1 多氯聯苯

多氯聯苯 (PCBs) 過去曾被廣泛用於塗料和電容器，一直到 1970 年代才被禁用；但許多禁用前就已經存在的含多氯聯苯產品，於廢棄後會成為多氯聯苯污染、流佈到環境中的來源，卻只有三個歐洲國家 (荷蘭、比利時、捷克) 有規定底渣在做為營建粒料前必須檢測分析多氯聯苯總含量以管控其風險危害，且沒有任何國家要求檢測分析多氯聯苯的溶出量。

Arp 等人 (2020) 比較了多氯聯苯在底渣和飛灰中的總含量及溶出能力，並以取自挪威某些廢棄物回收設施的其他物質為對照。他們發現多氯聯苯在底渣中的平均總含量 ( $28 \pm 34 \mu\text{g}/\text{kg}$ )，還遠大於在飛灰中的量 ( $0.3 \pm 0.8 \mu\text{g}/\text{kg}$ )，平均來說大了 93 倍；而底渣中的多氯聯苯溶出能力也是該研究的所有樣本中第二高的。而且，這樣的結果也許還低估了底渣的多氯聯苯溶出風險，因為該研究並未檢測與顆粒物或其他溶解有機碳 (dissolved organic carbon) 結合在一起的多氯聯苯，只檢測了獨自溶出的多氯聯苯；而作者們引用之前的研究結果指出：「多氯聯苯大多會和顆粒物或溶解有機碳結合在一起，比率可達 80 - 99.9%。」再者，底渣中多氯聯苯總含量的平均值 ( $28 \pm 34 \mu\text{g}/\text{kg}$ ) 已超過了捷克 ( $0.2 \mu\text{g}/\text{kg}$ ) 跟比利時某地區所採行的限值 ( $0.5 \mu\text{g}/\text{kg}$ )；假如以檢測值的分佈範圍來

看的話，則超過歐洲所有國家的限值。值得注意的是在他們為期一年的採樣過程中，各樣品的多氯聯苯含量檢測值之變異幅度非常大。

## 5.2.2 戴奧辛/呔喃

戴奧辛/呔喃 (PCDD/Fs) 是鹵化多環芳香烴化合物，一般簡稱為「戴奧辛」。它們會對健康產生許多危害，包括：致癌、致畸胎、免疫毒性、胚胎毒性。但在 Blasenbauer 等人 (2020) 的研究報告裡所提到的 26 個國家中，只有德國有規定底渣在做為營建粒料使用前，必須檢測分析其戴奧辛總含量，且沒有任何一個國家要求檢測分析底渣的戴奧辛溶出量。

戴奧辛/呔喃在飛灰中的濃度比在底渣中高，但在底渣中的含量依舊是滿可觀的。Hsieh 等人 (2018) 在為期四年的採樣檢測分析過程中發現，戴奧辛/呔喃在底渣中的平均濃度 (1.48 ng/g) 大約是飛灰 (2.56 ng/g) 的五分之三。但重點是，底渣的平均產生量是飛灰的三倍以上，因此底渣才是焚化爐釋出之戴奧辛/呔喃的主要歸宿。另外值得注意的是，在這四年的採樣檢測分析期間，底渣中戴奧辛/呔喃的總含量變異幅度相當大，說明垃圾焚化爐操作處理情形相當浮動，而無法將底渣中戴奧辛/呔喃總含量穩定控制在一定範圍內。該文獻作者以 WHO2005-TEQ 為基礎換算底渣中戴奧辛/呔喃的毒性當量<sup>原註 3</sup>，所得到的戴奧辛總含量變化幅度達到千萬倍。

Chen 等人 (2006) 從台灣兩座號稱具有「效益最佳的戴奧辛/呔喃污染防制技術」的現代化焚化爐，採取經過金屬回收與風乾的底渣樣品，分析其戴奧辛/呔喃的總含量。他們以 I-TEQ 為基礎換算戴奧辛毒性當量，結果發現  $\leq 0.6$  mm 的底渣粒料中所聚積的戴奧辛/呔喃總含量，可能會對環境造成危害，因此不適合用於「土壤、道路基層和塊狀建材」。根據德國所定的肥料品質標準，其中一份底渣樣品 (粒徑  $\leq 0.6$  mm) 的戴奧辛含量超出施用於牧地的肥料品質標準，而其它較粗粒料 (粒徑  $\geq 2.36$  mm) 的戴奧辛含量則接近限值。

## 5.2.3 溴化阻燃劑、多溴二苯醚和溴化戴奧辛/呔喃

溴化阻燃劑 (BFRs) 常被用在電路板和塑膠包材 (如微波爐托盤) 和有塗佈處理的織品 (Weidlich, 2021)，它們在塑膠中的含量大約是 3 到 15% (Hennebert, 2021)。雖然歐盟已管制和禁止某些溴化阻燃劑的使用，但禁用前就已存在的含溴化阻燃劑產品仍在流通中，因此未來數十年間仍可能在廢棄物中發現溴化阻燃劑的蹤跡 (ibid.)。多溴二苯醚 (PBDEs) 是溴化阻燃劑中的一個子類別；其中有許多是內分泌干擾素、免疫系統毒素，且會在垃圾焚化爐爐床上方低溫缺氧的區域形成溴化戴奧辛/呔喃 (PBDD/Fs) (Weidlich, 2021)。證據顯示，溴化戴奧辛/呔喃和更廣為人知的同類——氯化戴奧辛/呔喃——同樣具有高毒性，而且也比形成它們的前身多溴二苯醚還要毒 (Conesa et al., 2021)。目前歐洲沒有任何國家要求營建粒料必須檢測多溴二苯醚或溴化戴奧辛/呔喃；而廢棄物焚化後的殘餘物 (底渣與飛灰) 中是否有溴化戴奧辛/呔喃，不但沒有受到監控，也沒有訂任何限值。

---

原註3: TEQ = 毒性當量。把每一化學物質的濃度乘以其毒性當量因子 (Toxic Equivalence Factor; TEF)，然後再加總起來，即為這群化學物質的毒性當量。當一群化學物質毒性不一，即可使用毒性當量來表示這群毒性物質整體的毒性。毒性當量有兩種常見單位，I-TEQ 為根據某一國際專家群所訂的毒性當量因子，而 WHO-TEQ 則是根據世界衛生組織所訂的毒性當量因子。

Morin 等人（2017）檢測分析了多溴二苯醚在多種廢棄物清理場所的廢棄物中的總含量及溶出量（還有在空氣與滲出水中的濃度），其中有兩個樣品是來自挪威一座現代化焚化廠的底渣，結果發現底渣中的多溴二苯醚總含量大約是飛灰中的十倍，溶出量也是如此。同樣的，該研究也是沒有考慮到多溴二苯醚與膠體或腐植酸結合在一起並隨其溶出的情形，不過作者們有注意到溶出試驗結果很可能偏低，因為無法在實驗時間內達到固液相平衡。作者們也觀察到溴化阻燃劑在底渣及其來源垃圾中的總含量之比值相當穩定，表示焚化並未能完全破壞它們：

*「底渣中阻燃劑含量高到無法忽視。底渣不管是要拿去掩埋或是再利用於其他用途（比如當作填料），都需要考量這一點。」*

Lin 等人（2014）的研究指出，多溴二苯醚在底渣中的總含量是飛灰中的 2 到 19 倍，更進一步證實了多溴二苯醚無法在焚化過程中被完全破壞掉。這些總含量數值是城市或鄉村土壤中含量的上百倍，比較集中在粗粒料（ $0.25 \leq \text{mm} \leq 1$ ）中；而且多溴二苯醚從底渣溶出的速率更是從其來源垃圾溶出的上萬倍左右。在底渣中的總含量檢測值是在 29-243 ng/g 之間，然而目前沒有任何限值可以拿來對照；作者們於是定性描述其風險危害：當高度溴化且可溶出的多溴二苯醚通過焚化爐之後，很容易降解成較小的溴化物質，而更容易被生物吸收與累積，造成更高的毒害。他們也評論道腐植質溶液會促進多溴二苯醚從底渣中溶出，這會影響底渣在土方工程中的應用。因此作者們建議：若要以焚化爐底渣做為營建粒料，應審慎為之。

Wang 等人（2010）研究持久性有機污染物從底渣溶出的情形，是相關研究報告中最常被引用的論文。該研究的作者們在具有「公認為最有效的戴奧辛污染防制技術」的焚化廠中採樣三天，每天採三次樣，也就是每隔八小時採樣一次。所採樣品包括底渣、來自兩個空氣污染防制單元的飛灰（反應灰）、來自後燃燒區（即節熱器和過熱器）的飛灰（鍋爐灰）<sup>譯註 9</sup>。他們發現在所有樣本中，底渣含有最多的溴化戴奧辛/呋喃和多溴二苯醚，這證明焚化過程無法完全破壞掉多溴二苯醚；而且溴化戴奧辛/呋喃在底渣中的含量也高於其在來源垃圾中的量，顯示焚化含有多溴二苯醚的垃圾，會產生溴化戴奧辛/呋喃。多溴二苯醚在底渣中的含量大約是對照用土壤中含量的數十倍到數千倍。他們最後的結論是：焚化爐底渣的再利用，會將這些物質釋出到環境中。

## 5.2.4 全氟／多氟烷化物

全氟／多氟烷化物（PFAS）的生產製造早於 1940 年代就已開始，目前被廣泛使用於阻燃劑及防水撥油劑，而被添加於塑膠中或塗布其表面上（Liu, et al., 2021）。它們在水中的溶解度足以讓它們被植物吸收（Ghisi et al., 2019）。在 Blasenbauer 等人的研究報告（2020）裡所提到的歐洲國家中，均未對於要用於營建粒料的底渣要求檢測全氟／多氟烷化物的含量。

全氟／多氟烷化物在焚化過程中也無法被完全破壞。Liu 等人（2021）針對三座焚化廠的底渣進行採樣檢測分析，發現其中兩座焚化廠的底渣含有高量的全氟／多氟烷化物，是飛灰中含量的三倍。該篇論文作者們的結論是：底渣是全氟／多氟烷化物進入環境中的一個重要載體；關於全氟／多氟烷化物如何因高溫而變化，需要更多的研究；也必須研發在焚化爐內部就把全氟／多氟烷化物破壞消滅掉的技術。另一項重要的發現是：在為期兩年的底渣採樣檢測分析期間，全氟／多氟烷化物在底渣中的含量變化非常大。

譯註9：從後燃燒階段（節熱器與過熱器）收集下來的鍋爐灰以及從空氣污染防制設備收集下來的反應灰，兩者合稱飛灰。



## 5.2.5 微塑膠

底渣中的微塑膠會造成怎樣的危害，這是一個嶄新的議題，也沒有足夠的研究。Yang 等人（2021）的研究顯示焚化並沒有終結微塑膠，其在每公斤底渣中的含量還有 1.9 到 565 粒，或者每焚化一噸垃圾尚餘留高達 102,000 粒的微塑膠。該研究的底渣樣品來自 16 座現代化的垃圾焚化廠，這些焚化廠皆是在過去十年內建造或是更新改造過而具有「先進技術」的水準。另外，採樣過程皆是在焚化爐穩定運作狀態下進行。所有樣品的灼燒減量數值都低於 3.2%，符合歐盟所規定的標準 <5wt%。底渣中的微塑膠，最大一部份是來自有添加阻燃劑、因而能抵抗焚化爐高溫的包裝和建材（如聚丙烯和聚苯乙烯）。可惜的是，這項研究並沒有分析微塑膠所含的特定阻燃劑或是任何持久性有機污染物。目前，在檢測任何固體基質（不只是底渣）中的塑膠成份時，並沒有標準試驗方法可以依循。另外對於底渣或營建粒料中的微塑膠含量也沒有規定任何限值。

## 六、討論

### 6.1 底渣處理過程的影響與可能後果

要了解底渣的組成與形成機制，必須先明白廢棄物是很差的燃料（Hulgaard and Vehlow, 2011）。垃圾的異質性相當高，因此其燃燒過程是個相當複雜的現象，涉及數千種化學反應（Chagger et al., 2000）。理論上，鎘、汞等沸點低於爐床溫度的元素，不會存在於底渣中；而鉛、鋅等沸點較高的元素，應該會掉到爐床底下。然而，事實卻非如此：底渣中含有砷、溴、鎘，甚至汞（本報告中的研究，以及 Buchholz and Landsberger, 1995; Meima et al., 1999; Klymko et al., 2016）。連近來發表論文的作者們也質疑，易揮發物質為何會存在於底渣中（Glauer et al., 2021）？但是，這是基本的反應器工程學：由於乾燥與熱裂解反應的吸熱效果，會使得爐內溫度降低，導致爐溫分佈不均；加上爐內有些地方氧含量過高，有些地方卻缺氧，還有質傳與熱傳上的物理限制，形成不適於燃燒的時空條件。而許多金屬元素（如銅、鎘）的存在會催化反應，加速氯化或溴化戴奧辛等有害物質的形成（Ebert and Bahadir, 2003; Weidlich, 2021）。此外，垃圾中有許多添加了阻燃劑（表 1）的塑膠物品，不僅會阻礙熱處理效果，而且許多會轉化成更毒的物質。以上這些現象，可從底渣中所含物質之廣泛看出，比如說顯示爐內存在著極高溫的物質（熔融的銅），以及顯示爐內也存在著相當低溫的物質（甚至連著火都沒有的下水污泥）（Bunge, 2019）。

底渣處理仍是個尚在發展中的新興產業，自 1990 年代起有大幅進展，且到目前為止，還沒有兩家底渣處理廠是一模一樣的（Bunge, 2019）。底渣處理過程通常是於焚化廠外進行，常由不同業者負責，且常常需要跨區或跨國界的清運過程（Arkenbout, 2019）。Mehr 等人（2021）指出，先進的底渣處理廠對於五種金屬的金屬回收效率只介於 29-92% 之間；對於鉛而言，則只有 16%。如同 Simon 等人（2021）所說：

*「從回收率與純度面向來看，金屬元素的回收仍是相當棘手的問題。」*

將底渣進行額外粉碎處理，雖能提高金屬回收率，但反而會降低底渣做為營建粒料的價值，因為若要成為有用的營建粒料，就必須保留較粗顆粒的完整性（Bunge, 2019）。如此做也會增加有毒粉塵產生的風險，不過這個問題因歐洲主流的濕式排渣方式而多少減輕了！濕式排渣會產生新的礦相，理論上這會使重金屬得到某種程度的穩定化，但同時會將元素綁到礦物基質中，導致現行技術也無法把它們回收出來（Vateva and Laner, 2020）。乾式排渣技術本身也有問題，其中之一是導致底渣易碎以及必須控制粉塵，因為粉塵上會有重金屬（Bunge, 2019）。有人指

出，鉛的空中傳佈是底渣應用於道路及其基層時特別關鍵的風險因子（Van Praagh et al., 2018）。荷蘭近年的個案研究也指出底渣粉塵的排放會對環境造成不良影響：在該個案中，底渣被露天運輸與裝卸，且過程中沒有採取預警措施，導致底渣粉塵落入被聯合國教科文組織列入世界遺產的海域中，造成當地海洋動物的內分泌受到干擾。

歐盟關於廢棄物焚化的最佳可得技術文件（EU, 2019）建議，底渣應經過篩分處理。然而，本研究調查的結果卻未能與該技術文件的諸多建議完全一致，因為我們發現，有毒元素遍佈於底渣所有粒徑範圍與粒料型態。同樣地，該文件建議底渣應經過風化或熟化，且雖然這過程在以往被認為是越長越好，但諸如德國等國家，卻正往縮短熟化時間的方向調整，這雖可提高金屬回收潛力，卻同時導致鹽類溶解度提高，礦物相更不穩定（Vateva and Laner, 2020）。

風化或熟化也會導致底渣細粒料脫離出來，從而增加毒性物質的移動性（Alam et al. 2019a）。再者，風化過程長期而言會增加銻的溶出（Kalbe and Simon, 2020）。對於這個課題，科學上的理解仍然不足而無法提供實務上的適當指引。

某些論文作者測試底渣二次處理的效果，但結果有好有壞，且會衍生氣候衝擊及提高成本。Caviglia 等人（2019）發現，在以高達 1000°C 的高溫處理底渣後，其萃出液中銅、鉛、鋅的濃度減少了，但鉻與鋇的濃度則增加了百倍以上，鋁的濃度則增加十倍以上。

鋁的移動性增加，對於那些提倡以焚化爐殘渣為料源並用水泥膠合的「綠」建材（比如塊狀建材）的公司而言，是必須關注的重要課題，因為不僅毒性物質會溶出，還會影響結構安全，尤其是製造過程中處理溫度高的建材（根據 Caviglia et al., 2019）。鋁會與水反應而逐漸釋出氫，故會引發火災，並造成塊狀建材的膨脹，進而導致抗壓強度降低（Allegrini et al., 2015; Bunge, 2019）。這已獲得數個研究的支持，比如 Vateva 與 Laner 兩人的研究（2020）指出，在以當前最佳可得技術處理的底渣中，不論粒徑範圍為何，鋁金屬的含量皆高於 1%；且即使鋁含量只有 1%，仍有損於底渣粒料用於膠合成形建材的效用。另外，Tiberg 等人（2021）的研究則指出，即使其底渣有經過金屬分選過程，鋁含量仍有 5-6% 之多。

這樣的產品之所以能夠存在歐洲市場，完全要拜相關法規體系脆弱、過時、支離破碎，而無完善的品質標準與測試方法把關之賜。那些少數由國家核可的溶出試驗方法，是妥協折衷的產物，一方面雖想要反映實情，一方面又希望減少測試時間並避免碎裂（Blasenbauer, 2020）。但是，如同本報告所指出的，這些溶出試驗方法並未顧及所有毒性物質，且只代表短期情形且相對穩定無害的狀態，因此頂多只是提供瞬間一瞥，而非對產品完整性與公眾安全提供長期保證。由於忽視了 PH 值變化以及腐植質的影響，這些溶出試驗方法所得到的結果並未能反映實情：萃取液若採用強酸（低 PH 值）者，會增加萃出液中的金屬濃度，因而高估溶出潛勢；但若採用弱酸者，則由於弱酸會受到底渣鹼度的緩衝，導致重金屬暫時地穩定存在底渣中，而會低估這些有害物質的移動性。這也會損及使用底渣的膠合成形建材的安全性，因為波特蘭水泥會於其生命週期中持續熟化，並轉變成碳酸鈣（Haselbach, 2009）。因此，隨著時間過去，受水泥膠合的底渣粒料不太可能仍持續穩定存在於水泥製品或混凝土中；這些一開始被宣稱安全的膠合成形建材，最終將導致毒性物質釋出到環境裡。

本報告有個超乎預期、伴隨主要研究結果而來的發現，是灼燒減量的數值範圍超出法定限值。令人意外的是，本報告據信是以底渣（其數據是透過獨立檢測而取得）做為診斷焚化廠營運狀況指標的第一個研究。研究結果質疑，以現代生活垃圾為燃料的焚化爐所產生的底渣，是否對環境友善並因而具有效用？同時也質疑當前焚化爐的監控效能與操作穩定度。之前有底渣處理業者曾對他們所收到的底渣品質大幅波動且品質普遍每況愈下的趨勢，表達過疑慮

(Arkenbout, 2019)；本報告的結果則再次提供佐證。有學者認為，持久性有機污染物可能來自沒有採取最佳可行技術的垃圾焚化爐營運業者 (Weber et al. 2019)；另有學者以焚化爐非正常操作期間的狀況，來進一步推測說明焚化爐高污染排放的原因 (Arkenbout et al., 2018)。本報告則認為，事實上，即使焚化爐在穩定操作期間，不穩定狀況仍有如家常便飯般經常發生；而這推測需要進一步研究調查。

## 6.2 驅動底渣再利用的力量和其他動機

關於底渣處理的實務說明，在某篇比較值得一讀的文獻中，作者認為，推動金屬回收後的底渣進行再利用的動機，完全和環境考量無關：

*「使用經乾式篩分處理過的底渣做為營建材料，根本就只是為了隱藏在環保遮羞布下的商業利益。」* (Bunge, 2019)

這裡他指的是掩埋所需的高額成本，也許還包括了將有負面價值的物品處理掉前，必須進行申報及監控的法定義務 (EU, 2004)。Arkenbout (2019) 也發現了類似事實，他說：荷蘭的環境督察局認為，由於底渣的負市值，讓廢棄物產業存在著高度詐欺風險，這點出目前法規執行面上一個顯而易見的問題。他又說：

*「由於目前缺乏能夠將底渣『淨化』到其毒性物質（持久性有機污染物和重金屬）含量符合可接受水準、且具商業可行性的方法，所以乾脆就什麼都沒做。」*<sup>譯註 10</sup> (Arkenbout, 2019)

關於焚化爐灰渣再利用導致當地土壤受到污染和持久性有機污染物在生物體內累積的情形，已經有一些案例，比如英國新堡的拜客 (Byker, Newcastle) 和捷克的伊澤拉山區 (Jizera Mountains)。後者還意外地得到歐盟的資金贊助 (Petrlík and Bell, 2020; Swedish Environmental Protection Agency, 2011; Arnika, 2021)。最近，Arkenbout 引用荷蘭的另外一些案例並得到如下結論：

*「雖然研究仍有所侷限，但以目前所知，其對大眾安全和環境的影響已足以令人高度關注。」* (作者疾呼應進行更深入研究，同時) *「在那之前，所有底渣或飛灰的『有效益』應用都應該暫停。」* (Arkenbout, 2019)

相對於國內使用需求而言，國際貿易似乎是驅動底渣再利用的一個更重要的力量。奧地利並不需要使用底渣做為營建粒料 (Blasenbauer et al., 2020)，瑞士也是一樣。在瑞士，挖掘工程會產生大量未經污染的多餘粒料 (Glaser et al., 2021)。當檢視歐洲的貿易統計資料，會發現有少數國家（特別是荷蘭、德國、挪威和比利時）是天然砂石的主要貿易國，每年交易金額高達幾十億美元 (Leal Filho et al., 2021)。尤其荷蘭還是世界上第三大砂礫出口國 (OEC, 2021)。再加上如前所述的，各國的試驗方法未經調和且眾法紛紜、相當分歧，營建粒料規範也採取自由放任的作法，由生產者自負風險評估責任，只有「當有需要或有疑慮時」才建議檢測；而產品的品質管控的規範則又回到不適切的歐盟指令 (EN, 2008)：

---

譯註10：這句話在該篇論文的前文是"Future research should consider investigating elements such as incomplete combustion, changing waste inputs, heterogeneous combustion temperatures, and mixed deliveries." 所以這裡的「乾脆就什麼都沒做」，指的是那些針對影響底渣品質的要素——不完全焚燒、垃圾性質的變化、不均勻的焚燒溫度、參差不齊的產出——而該做的研究 (Future research)，結果都沒有做。



「如果粒料中含有危險物質，生產者有責任確保這些危險物質的含量，不超出粒料使用所在地的法規所定限值。」

上述所有缺失都對大眾安全和環境健康帶來極大風險。在歐洲，目前決定底渣使用的主要因素，已非顯示底渣是否安全的科學證據，而是溶出試驗方法的選擇，以及該把底渣賣到哪個國家或地區。任何對底渣「綠色」應用的資金援助，都有可能促使那些原本應當被圍堵在掩埋場中的有害物質，跑到環境法規比較鬆散、甚至沒有環境法規的國家。發展中國家似乎特別容易受害。雖然以減少有害廢棄物跨境轉移為宗旨的《巴塞爾公約》（Basel Convention）把底渣列入其附件二中，對於防範底渣國際貿易多少起了一些作用，但並不是所有國家都是該公約會員國，而且只要事先取得相關國家主管機關的同意，還是可以跨境轉移。

底渣並不具有「廢棄物性質終止」（End of Waste）<sup>譯註 11</sup>的法律地位（Blasenbauer et al., 2020）。但根據歐盟規定，若底渣能通過 15 項有害分類的相關檢驗，即可歸類為無害（EU, 2014）。然而，各國的試驗方法並未協調一致（Blasenbauer et al., 2020）。荷蘭有份針對焚化處理業的研究報告指出：底渣中的鉛總含量超出了歐盟廢棄物認定標準中的限值，尤其是生殖毒性（H10）<sup>譯註 12</sup>及生態毒性（H14）<sup>譯註 13</sup>方面，特別容易超標（Klymco, et al. 2016）。一年後，接續這份機密報告的是一份指引，而其內容主要是在解釋：使用不同的方法來檢定生態毒性（H14），會得到不同的危害認定結果（亦即通過或未通過），而不管超標的事實（Klymko et al., 2017）。

底渣的危害於 1990 年代便已被鑑認出來。Meima 等人（1999）發現，無論酸鹼值如何，鎘、銅、鉍和鉛都會溶出，而且在酸性條件下，鋅（在所有樣品中）和鎘的溶出量最高。序列溶出試驗也不是什麼新方法。Buchholz 和 Landsberger 兩人（1995）的研究就採用該方法並且發現，由於鋅在底渣中的含量相當高，其溶出情形也特別嚴重；砷、鎘和鉛會在弱酸環境中溶出，因此被認定具有「長期溶出危害」；而且砷和鉛常出現在許多種的化合物當中，更增加了防制其污染的難度。

然而，將近三十年後的今天，儘管有本報告中所呈現的諸多證據，我們依然看到焚化爐業者所作的底渣「事實清單」當中，完全沒有提到其含有毒性物質的事實（CEWEP, 2019）。另外在焚化爐的興建計畫或者許可申請書中也都沒有提到。

最近，聯合國環境規劃署特別報告員（United Nations Environment Programme Special Rapporteur）發表了一份關於有害物質與廢棄物之環境友善管理和處理處置的文件。其中特別針對廢棄物產業提出批判：

「這些公司和企業大量發起虛偽不實的宣傳活動，為的就是維護其市佔率，卻不惜犧牲民眾權益，包括暴露於有害物質的勞工、消費者、個人或是社區的權益。」（Orellana, 2021）

在前述文件的 39 項建議之中，底下是比較相關的：

「根據現有最佳的科學證據設計政策措施，以處理有害物質所帶來的風險及危害。」

---

譯註 11：根據《歐盟廢棄物指令》的定義：End of Waste 是指當某種廢棄物已轉變為產品或者次級原物料，不再具備廢棄物性質時。

譯註 12：生殖毒性在《歐盟廢棄物指令》中的有害特性代碼為 H10，定義為經由吸入、攝入或穿透皮膚可能導致非遺傳性先天性畸形或增加其發病率的物質和製劑。

譯註 13：生態毒性在《歐盟廢棄物指令》中的有害特性代碼為 H14。定義為對環境生態的一個或多個層面帶來或可能帶來立即或遲滯風險的廢棄物。

「應及時更新及修正關於毒性物質的相關防護措施，以回應相關的科學重大突破。」

「當關於有害物質的科學證據尚無定論時，所有相關的政策制定與法規制度都應採取預警原則。」

## 6.3 歐盟永續金融分類標準的相關發現

本研究發現，那些認為底渣對於循環經濟轉型做出重大貢獻的考量都是不成熟且未經證實的；底渣應用在土木工程「不會造成重大危害」也是錯誤的假設。以上乃是參照《歐盟永續金融分類標準》中如下目標所做出的結論：

- 淡水與海洋資源的永續使用與保護、
- 污染預防與控制；以及、
- 生物多樣性及生態系統的保護和復育。

根據歐盟法規 (EU) 2020/852 第 17 條第 1 項第 d 款第 iii 目的如下規定，也應否定底渣的再利用：

「廢棄物的長期處理可能對環境造成長期重大傷害。」 (EU, 2020)

關於底渣使用對於減緩氣候變遷的貢獻，只有一篇文獻作者提到這點，卻沒有考量廢棄物焚化所直接排放的溫室氣體；雖然有些文獻的作者有提到底渣處理所需能源，卻沒有分析比較（例如：Mehr et al., 2021）。Bunge (2019) 則指出：將底渣拿去掩埋或是當作砂礫用於營建用途，兩者之間的二氧化碳排放量不管怎麼比較都沒意義，因為一旦底渣中的金屬溶出到現場中，將會對環境造成危害。

和《歐盟永續金融分類標準》所列目標有關的一份文獻，是 Allegrini 等人 (2015) 數年前的研究，他們從丹麥一座底渣處理廠中取樣並進行溶出試驗，然後利用這些實徵資料模擬金屬（不包括持久性有機污染物）溶出的毒性衝擊。他們依據提議中的底渣九種不同營建用途，模擬分析其所造成的三種毒性衝擊，包括：人類致癌毒性、人類非致癌毒性、淡水生態毒性。結果顯示，九種營建用途中就有八種會出現這三種毒性衝擊；其中將底渣用於混凝土中，所造成的人類致癌毒性衝擊和淡水生態毒性衝擊最為嚴重。人類致癌毒性衝擊主要來自於鉻，人類非致癌毒性衝擊較大的則是砷和鋅。鉻的重大衝擊會發生在用作道路基層的混凝土樣品開始碳酸化後，此時其鉻和錳的溶出值會不符合丹麥政府所定混凝土溶出標準。而同樣的底渣樣品在熟化之前的溶出值也不合標準，因為其溶出的鉛和銅超標，而產生相當大的淡水生態毒性衝擊。

## 6.4 替代方案與建議

在轉型為循環經濟的過渡期間，如果垃圾焚化（線性經濟活動）還需要存在一段時間，那麼在前端做好廢棄物細分類，移除有毒塑膠或焚化時會生成持久性有機污染物的塑膠，就顯得非常重要。不過因為塑膠的熱值相對高，如果焚化爐內都沒有塑膠可能會影響爐內溫度。另外，塑膠以外的各種廢棄物也會含有鹵素（許多 POPs 的前驅物），像是木板貼皮或紡織品（參見表 1）。建立一個扎實的溯源系統來追溯廢棄物中所含毒性物質，看來似乎是應優先資助的活動，這將有助於減少毒性物質流佈和重複循環，對循環經濟將有極大幫助。當然，更好的方法是減少產生廢棄物。

在這之前，還需要大幅修改現有規範和最佳實務以適切體現科學認知程度與預警原則，之後才能准許底渣進一步再利用。上述體制修訂應包括建立序列（包括最糟情境）溶出試驗方法，以及建立能夠更全面檢測底渣所含毒性物質的溶出量與總含量的把關制度，目標是確保底渣再利用的長期安全，於其生命週期中能穩定無害，同時增進歐盟各國相關規範的協調性。

## 6.5 研究限制

本報告的文獻回顧有可能遺漏部分實徵研究的結果。關於底渣中持久性有機污染物部份，歐洲地區近期的相關實徵研究竟然付之闕如，著實令人不解，唯一可能原因是歐洲學術界的經費補助大多看重研究計畫的商業潛力——此處便會是如何回收更多底渣中的金屬；這也能解釋為何少有研究探討有機毒性物質，畢竟這種物質很難產生直接利益。

只有一份研究的檢測分析結果是來自單次抓取的底渣樣品，其他都是長期（最長六年）採樣檢測分析的結果，因此也更為可信。垃圾成分的變異可能會提高誤差的範圍，不過歐洲各國的垃圾成分大致上相去不遠，因此誤差範圍有限（Hoornweg and Bhada-Tata, 2012）。此外，雖然全球垃圾中的塑膠成份大同小異（參考資料同前），但對於來自亞洲焚化爐的有機毒性物質檢測結果，仍應審慎解讀、採用。

我們認為有幾份研究低估了底渣的真實危害，例如 Glauser 等人（2021）在採樣前先挑出底渣中大於 5mm 的未燃有機物質；而 Bielowicz 等人（2021）排除了鉛總含量超過國家標準的某些樣品，不過他們的結果卻還是顯示出鉛的溶出量超標達 70% 的情形。有些研究受限於分析的元素種類不足，比如 Vateva 與 Laner 兩人的研究（2020）並未分析底渣樣品中的銻，而銻這個元素在其他類似研究中被檢測到溶出量超標的情形（Glauser et al. 2021, Simon et al. 2021）。

## 七、結論

根據以上研究結果，我們羅列如下幾點關於焚化爐底渣「循環」利用在大眾健康與安全方面帶來的疑慮：

- 1 既有的安全把關標準已經過時。在歐盟，底渣再利用未受到適當的管制，頂多只是一堆雜七雜八的自治規定和指導方針罷了。很多國家甚至未要求檢測。
- 2 底渣中某些元素的總含量相當高，而這些元素根據歐盟 REACH 法規的有害分類準則是應受到「高度關注」的。
- 3 各國針對底渣毒性試驗所規定的總含量限值並不一致，而法規也只有要求檢測少數毒性物質。
- 4 各國針對底渣溶出試驗所規定的溶出量限值並不一致，而法規也只有要求檢測少數毒性物質。
- 5 底渣的溶出試驗方法不是基於目前的科學認知，並未能充分反映真實情況：
  - 5.a 只考慮短期溶出，而有些毒性物質在長達六年的試驗之後仍會溶出。
  - 5.b 因為 PH 值受到緩衝的緣故，可能會得到謬誤的試驗結果，讓底渣樣品看起來比實際情況還穩定。
  - 5.c 沒有考慮到腐植質的影響，研究顯示其會加速某些毒性物質的溶出。
  - 5.d 對於底渣應用於膠合成形用途，沒有考慮水泥風化以及因吸收大氣中二氧化碳而碳酸化的長期影響，因此對底渣的穩定性做出錯誤評估。
- 6 有害的底渣有可能被輸出到那些法規比較寬鬆的國家。



- 7 廢棄物焚化業者在底渣「事實清單」或是許可／規劃申請書中沒有提到底渣的相關危害。
- 8 焚化處理過程無法完全破壞微塑膠，每一公斤底渣就有將近 565 顆塑膠微粒。
- 9 戴奧辛/呔喃在底渣中的數量比在飛灰中還多，至於在底渣中的濃度則約是飛灰中的五分之三。針對底渣用於營建粒料，歐洲只有一個國家有要求檢測戴奧辛/呔喃的總含量，且沒有任何國家有要求檢測戴奧辛/呔喃的溶出量。
- 10 多溴二苯醚在底渣中的濃度是飛灰中的幾十倍，而且也不會在焚化過程中被破壞掉。針對底渣用於營建粒料，沒有任何歐洲國家有要求檢測多溴二苯醚，不管是總含量或是溶出量。
- 11 多氯聯苯在底渣中的平均含量幾乎是飛灰中的上百倍，而且其從底渣中溶出的量也高於從飛灰中。針對底渣用於營建粒料，歐洲只有三個國家有要求檢測多氯聯苯的總含量，且沒有國家要求檢測其溶出量。
- 12 全氟／多氟烷化物在底渣中的總含量是飛灰中的三倍。針對底渣用於營建粒料，沒有任何歐洲國家有要求檢測全氟／多氟烷化物，不管是總含量或是溶出量。
- 13 歐盟的底渣處理最佳可行技術已經過時，無法反映現今的科學知識：
  - 13.a 僅用篩分法將細粒料移除是不夠的，因為在粗粒料中仍可找到許多潛在有毒元素。這會導致更高風險，例如接觸到有毒的粉塵以及空氣傳播毒性物質。
  - 13.b 風化或是熟化並不是完全有益，其可能提高毒性物質的移動性，並讓更多金屬物質被綁進礦物相中，而間接增加底渣的危害性。
- 14 底渣處理業尚在起步階段，目前技術水準無法去除底渣中所有金屬。底渣中的幾種金屬，例如鋁，會導致底渣膨脹及釋出氫氣，若用於以水泥膠合的用途，長期而言可能會引發火災。就算將底渣處理過再用於水泥製品（例如混凝土與水泥塊）中，時間久了底渣中鋁的含量仍足以破壞其結構完整性，導致這類產品的使用有長期的風險。
- 15 許多獨立研究顯示，焚化爐的運作狀態並不穩定，無法符合《工業排放指令》（Industrial Emissions Directive）的規定。這不只影響了焚化爐產生品質優良底渣的能力，也令人擔憂對焚化爐運作的監控和監督到底有沒有起作用。

## 八、致謝

感謝 Abel Arkenbout、Josh and Shlomo Downen、Huub Scheele 等人提供資訊。

## 九、參考資料

Alam, Q., Schollbach, K., Rijnders, M., van Hoek, C., van der Laan, S., Brouwers, H.J.H. 2019a. The immobilization of potentially toxic elements due to incineration and weathering of bottom ash fines, *Journal of Hazardous Materials*, **379**, 120798.

Alam, Q., Scholbach, K., van Hoek, C., ven der Laan, S., de Wolf, T., Brouwers, H.J.H. 2019b. In-depth mineralogical quantification of MSWI bottom ash phases and their association with potentially toxic elements, *Waste Management*, **87**, pp.1-12.

- Allegrini, E., Vadenbo, C., Boldrin, A., Astrup, T.F. 2015. Life cycle assessment of resource recovery from municipal solid waste incineration bottom ash, *Journal of Environmental Management*, **151**, pp.132-143.
- Arkenbout, A. 2019. The hidden impacts of incinerator residues, Zero Waste Europe: Brussels, pp. 1-11.
- Arkenbout, A., Olie, K., Esbensen, KH. 2018. Emission regimes of POPs of a Dutch incinerator: regulated, measured and hidden issues, *Organohalogen Compounds*, **80**, pp. 413-416.
- Arnika, 2021. The European Union money used for contamination of a protected landscape area by fly ash (online). Accessed 3<sup>rd</sup> December 2021. Available from: [arnika.org/en/news/the-european-union-money-used-for-contamination-of-a-protected-landscape-area-by-fly-ash-19973](https://arnika.org/en/news/the-european-union-money-used-for-contamination-of-a-protected-landscape-area-by-fly-ash-19973)
- Arp, H.P.H., Morin, N.A.O., Andersson, P.L., Hale, S.E., Wania, F., Breivik, K., Breedveld, G.D. 2020. The presence, emission and partitioning behavior of polychlorinated biphenyls in waste, leachate and aerosols from Norwegian waste-handling facilities, *Science of the Total Environment*, **715**, 136824.
- Bielowicz, B., Chuchro, M., Jędrusiak, R., Wątor, K. 2021. Changes in leachability of selected elements and chemical compounds in residues from municipal waste incineration plants, *Energies*, **14**, 771.
- 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., Hjelm, 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**, pp. 868-883.
- Buchholz, B.A., Landsberger, S. 1995. Leaching dynamics studies of municipal solid waste incinerator ash, *Journal of the Air and Waste Management Association*, **45**, pp. 579-590.
- Bunge, R. 2019. Recovery of metals from waste incinerator bottom ash (online). Accessed 4<sup>th</sup> November 2021. Available from: [www.umtec.ch/fileadmin/user\\_upload/umtec.hsr.ch/Dokumente/Metals from MWIBA 6 2019.pdf](http://www.umtec.ch/fileadmin/user_upload/umtec.hsr.ch/Dokumente/Metals_from_MWIBA_6_2019.pdf)
- Caviglia, C., Confalonieri, G., Corazzari, I., Destefanis, E., Mandrone, G., Pastero, L., Boero, R., Pavese, A. 2019. Effects of particle size on properties and thermal inertization of bottom ash (MSW of Turin' s incinerator), *Waste Management*, **84**, pp. 340-354.
- CEWEP, 2019. Bottom ash factsheet (online). Accessed 1<sup>st</sup> December 2021. Available from: [www.cewep.eu/bottom-ash-factsheet](http://www.cewep.eu/bottom-ash-factsheet)

Chagger, H.K., Jones, J.M., Pourkashanian, M., Williams, A. 2000. The formation of VOC, PAH and dioxins during incineration, *Transactions of the Institute of Chemical Engineers*, **78** (B), pp.53-59.

Chen, C-K., Lin, C., Wang, L-C., Chang-Chien, G-P. 2006. The size distribution of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans in the bottom ash of municipal solid waste incinerators, *Chemosphere*, **65**, pp.514-520.

Clark, J.F.M. 2007. 'The incineration of refuse is beautiful': Torquay and the introduction of municipal refuse destructors, *Urban History*, **32** (2), pp.255-277.

Conesa, J.A., Nuñez, S.S., Ortuño, N., Moltó, J. 2021. PAH and POP presence in plastic waste and recyclates: State of the art, *Energies*, **14**, 3431.

Dickens, C. 1865. *Our Mutual Friend*. Chapman and Hall: London.

Ebert, J., Bahadir, M. 2003. Formation of PBDD/F from flame-retarded plastic materials under thermal stress, *Environment International*, **29** (6), pp. 711-716.

Ellen MacArthur Foundation. 2014. Towards the circular economy, accelerating the scale-up across global supply chains, pp. 14-15 (online). Accessed 8<sup>th</sup> December 2021. Available from: [www3.weforum.org/docs/WEF\\_ENV\\_TowardsCircularEconomy\\_Report\\_2014.pdf](http://www3.weforum.org/docs/WEF_ENV_TowardsCircularEconomy_Report_2014.pdf)

EN, 2008. EN12620:2002+A1: 2008. Aggregates for concrete incorporating corrigendum May 2004.

EN, 2002/2003. EN12457. Characterisation of waste – Leaching – Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges. [Note that there are four separate documents within this series, each providing for different grain sizes and liquid to solid ratios].

EU, 2020. Regulation (EU) 2020/852 of the European Parliament and of the Council of 18 June 2014 on the establishment of a framework to facilitate sustainable investment, and amending Regulation (EU) 2019/2088 (with EEA relevance).

EU, 2019. Commission Implementing Decision (EU) 2019/2010 of 12 November 2019 establishing the best available techniques (BAT) conclusions, under Directive 2010/75/EU of the European Parliament and of the Council, for waste incineration (notified under document C (2019) 7987) (Text with EEA relevance).

EU, 2014. 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).



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, 2004. Regulation (EC) No 850/2004 of the European Parliament and of the Council of 29 April 2004 on persistent organic pollutants and amending Directive 79/117/EEC (repealed).

Leal Filho, W., Hunt, J., Lingos, A., Platje, J., Viera, L.W., Will, M., Dan Gavriletea, M. 2021. The unsustainable use of sand: reporting on a global problem, *Sustainability*, **13**, 3356.

Ghisi, R., Vamerali, T., Manzetti, S. 2019. Accumulation of perfluorinated alkyl substances (PFASs) in agricultural plants: a review, *Environmental Research*, **169**, pp. 326-341.

Glauser, A., Weibel, G., Eggenberger, U. 2021. Effects of enhanced metal recovery on the recycling potential of MSWI bottom ash fractions in various legal frameworks, *Waste Management and Research*, **1-12**, [doi.org/10.1177/0734242X211103](https://doi.org/10.1177/0734242X211103)

Hahladakis, J.N., Velis, C.A., Weber, R., Lacovidou, E., Purnell, P. 2018. An overview of chemical additives present in plastics: Migration, release, fate and environmental impact during their use, disposal and recycling, *Journal of Hazardous Materials*, **344**, pp. 179-199.

Haselbach, L. 2009. Potential for carbon dioxide absorption in concrete. *Journal of Environmental Engineering*, **135**(6), pp. 465-472.

Hennebert, P. 2021. The substitution of regulated brominated flame retardants in plastic products and waste and the declared properties of the substitutes in reach, *Detritus*, **16**, pp. 16-25.

Hoornweg, D., Bhada-Tata, P. 2012. What a Waste: a global review of solid waste management. Urban development series. Knowledge papers no. 15. Washington, DC: World Bank, pp.16-22.

Hsieh, Y-K., Chen, W-S., Zhu, J., Huang, Q. 2018. Characterisation of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans of the flue gases, fly ash and bottom ash in a municipal solid waste incinerator, *Aerosol and Air Quality Research*, **18**, pp. 421-432.

Hulgaard, T., Vehlow, J., 2011. Incineration: Process and Technology, pp. 363-392. In: Christensen, T.H. Solid waste technology and management, volume 1 and 2. Blackwell Publishing: Oxford.

Kalbe, U., Simon, F-G. 2020. Potential use of incinerator bottom ash in construction: Evaluation of the Environmental Impact, *Waste and Biomass Valorization*, **11**, pp. 7055-7065.

Klymko, T., van Zomeren, A., Dijkstra, J.J., Hjelm, O., Hyka, J. 2016. Revised classification of MSWI bottom ash. ECN-X—16-125, ECN: Petten, pp 1-77.

Klymko, T, Dijkstra, J.J, van Zomeren, A. 2017. Guidance document on hazard classification of MSWI bottom ash. ECN-E--17-024 ECN: Petten, pp 1-37.

Lin, Y-J., Zhou, S-Q., Lee, W-J., Wang, L-C., Chang-Chien, G-P., Lin, W-C. 2014. Size distribution and leaching characteristics of polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in the bottom ashes of municipal solid waste incinerators, *Environmental Science and Pollution Research*, **21**, pp. 4614-4623.

Liu, S., Zhao, S., Liang, Z., Wang, F., Sun, F., Chen, D. 2021. Perfluoroalkyl substances (PFAS) in leachate, fly ash, and bottom ash from waste incineration plants: Implications for the environmental release of PFAS, *Science of the Total Environment*, **795**, 148468.

Mantovani, L., Tribaudino, M., De Matteis, C., Funari, V. 2021. Particle size and potential toxic element speciation in municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash, *Sustainability*, **13**, 1911.

Mehr, J., Haupt, M., Skutan, S., Morf, L., Adrianto, L.R., Weibel, G., Hellweg, S. 2021. The environmental performance of enhanced metal recovery from dry municipal solid waste incineration bottom ash, *Waste Management*, **119**, pp.330-341.

Meima, J.A., Comans, R.N.J. 1999. The leaching of trace elements from municipal solid waste incinerator bottom ash at different stages of weathering, *Applied Geochemistry*, **14**, pp. 159-171.

Melosi, M.V. 1973. "Out of sight, out of mind" The environment and disposal of municipal refuse, 1860-1920, *The Historian*, **35** (4), pp. 621-640.

Miles, T.R., Miler Jr, T.R., Baxter, L.L., Bryers, W.R., Jenkins, B.M., Oden, L.L., 1995. Alkali deposits found in biomass power plants. A preliminary investigation of their extent and nature. A summary report for National Renewable Energy Laboratory, Office of Scientific and Technical Information: Oakridge.

Morin, N.A.O., Andersson, P.L., Hale, S.E., Arp, H.P.H. 2017. The presence and partitioning behaviour of flame retardants in waste, leachate, and air particles from Norwegian waste-handling facilities, *Journal of Environmental Sciences*, **62**, pp. 115-132.

Muznik, S. 2017. “Deliver or pay” , or how waste incineration causes recycling to slow down (online). Accessed 3<sup>rd</sup> December 2021. Available from: [zerowasteurope.eu/2017/10/deliver-pay-waste-incineration-causes-recycling-slow](https://zerowasteurope.eu/2017/10/deliver-pay-waste-incineration-causes-recycling-slow)

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, Luxemburg: Publications Office of the European Union, pp. 278-280.

OEC, 2021. World Trade in Sand 2019 (online). Accessed 24th November 2021. Available from: [oec.world/en/profile/hs92/52505](https://oec.world/en/profile/hs92/52505)

Orellana, M. 2021. U.N. General Assembly. Right to science in the context of toxic substances. Report of the Special Rapporteur on the implications for human rights of the environmentally sound management and disposal of hazardous substances and wastes, Marcos Orellana. A/HRC/48/61. Human Rights Council, Forty-eighth session, 13 September-1 October 2021. Available from: [digitallibrary.un.org/record/3936864](https://digitallibrary.un.org/record/3936864)

Particulate Matter Research Group, 2019. Particulates matter. Are emissions from incinerators safe to breathe? (online). Accessed 3<sup>rd</sup> December 2021. Available from: [ukwin.org.uk/files/particulates/PRG-Particulates-Matter-December-2019.pdf](https://ukwin.org.uk/files/particulates/PRG-Particulates-Matter-December-2019.pdf)

Petrlík, J., Bell, J. 2020. Toxic ash poisons our food chain. International Pollution Elimination Network (online). Accessed 21<sup>st</sup> September 2021. Available from: [ipen.org/news/toxic-ash-poisons-our-food-chain](https://ipen.org/news/toxic-ash-poisons-our-food-chain)

Powerfuel, 2020. Portland energy recovery facility. Planning support statement, September 2020 (online). Accessed 20<sup>th</sup> November 2021. Available from: [www.powerfuelportland.co.uk/files/image/Application%20documents/Portland\\_ERF\\_Planning\\_Supp\\_St.pdf](https://www.powerfuelportland.co.uk/files/image/Application%20documents/Portland_ERF_Planning_Supp_St.pdf)

PSF, 2021. Platform on Sustainable Finance: Technical Working Group. Taxonomy pack for feedback. August 2021 (online). Accessed 17<sup>th</sup> November 2021. Available from: [ec.europa.eu/info/sites/default/files/business\\_economy\\_euro/banking\\_and\\_finance/documents/210803-sustainable-finance-platform-report-technical-screening-criteria-taxonomy\\_en.pdf](https://ec.europa.eu/info/sites/default/files/business_economy_euro/banking_and_finance/documents/210803-sustainable-finance-platform-report-technical-screening-criteria-taxonomy_en.pdf)

Simon, F-G., Vogel, C., Kalbe, U. 2021. Antimony and vanadium in incineration bottom ash - leaching behavior and conclusions for treatment processes, *Detritus*, **16**, pp. 75-81.

Spaiser, V., Ranganathan, S., Bali Swain, R., Sumpter, D.J.T. 2017. The sustainable development oxymoron: quantifying and modelling the incompatibility of sustainable development goals, *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, **24** (6), pp. 457-470.



Swedish Environmental Protection Agency, 2011. Low POP content limit of PCDD/F in waste - Evaluation of human health risks. Report 6418. The Swedish Environmental Protection Agency: Stockholm.

Tanner, A. 2006. Dust O! Rubbish in Victorian London, 1860-1900, *The London Journal*, **31** (2), pp. 157-178.

Tiberg, C., Sjöstedt, C., Fedje, K.K. 2021. Speciation of Cu and Zn in bottom ash from solid waste incineration studied by XAS, XRD, and geochemical modelling, *Waste Management*, **119**, pp. 389-398.

Tilley, H. Ashes to Cashes: The value of dust (online). 17<sup>th</sup> July 2014. Accessed 7<sup>th</sup> December 2021. Available from: [dickensourmutualfriend.wordpress.com](http://dickensourmutualfriend.wordpress.com)

Van Praagh, M., Johansson, M., Fagerqvist, J., Grönholm, R., Hansson, N., Svensson, H. 2018. Recycling of MSWI-bottom ash in paved constructions in Sweden - A risk assessment, *Waste Management*, **79**, pp. 428-434.

Vateva, I., Laner, D. 2020. Grain-size specific characterisation and resource potentials of municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash: A German case study, *Resources*, **9**, 66, doi:10.3390/resources9060066

Vehlow, J. 2015. Air pollution control systems in WtE units: an overview, *Waste management*, **37**, pp.58-74.

Weber, R., Bell, L., Watson, A., Petrlik, J., Paun, M.C., Vijgen, J. 2019. Assessment of pops contaminated sites and the need for stringent soil standards for food safety for the protection of human health. *Environmental Pollution*, **249**, pp. 703-715.

Wellcome Collection, no date. Wellcome Library no. 38709i (online). Accessed 3<sup>rd</sup> December 2021. Available from: [wellcomecollection.org/works/ssu37wcd](http://wellcomecollection.org/works/ssu37wcd)

Weidlich, T. 2021. The influence of copper on halogenation/dehalogenation reactions of aromatic compounds and its role in the destruction of polyhalogenated aromatic contaminants, *Catalysts*, **11**, 378.

Wiesinger, H., Wang, Z., Hellweg, S. 2021. Deep dive into plastic monomers, additives, and processing aids, *Environmental Science and Technology*, **55**, pp. 9339-9351.

Wang, L-C., Hsi, H-C., Wang, Y-F., Lin, S-L., Chang-Chein, G-P. 2010. Distribution of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) and polybrominated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans (PBDD/Fs) in municipal solid waste incinerators, *Environmental Pollution*, **158**, pp. 1595-1602.

Yang, Z., Fan, L., Zhang, H., Wang, W., Shao, L., Ye, J., He, P. 2021. Is incineration the terminator of plastics and microplastics?, *Journal of Hazardous Materials*, **401**, 123429.

## 英文版

作者：Andrew Neil Rollinson

編輯：Janek Vahk, Ana Oliveira

歐洲零廢棄聯盟，2022

## 中文版

翻譯：林奕均、李明真、羅允佳、許惠萍、葉瑞堂、謝和霖

審稿：謝和霖

看守台灣協會，2022



歐洲零廢棄（Zero Waste Europe）是連結社區、在地領袖、專家和改革行動者，一起努力消除社會上廢棄物的歐洲網絡組織。我們提倡永續體系，並推動重新設計人類與自然資源之間的關係，以加速邁向零廢棄目標的公正轉型，為人類和地球謀求福祉。



全球反焚化爐聯盟（GAIA）是一個全球網絡，連結了超過 800 個在地團體、非政府組織和個人。我們期望一個重視生態限制和社群權利、並以此為基礎實現公平正義和零廢棄的世界。在此世界中，人類不會受到有毒污染侵害、自然資源能被永續管理、好好保護，而不是被燒掉或棄置。我們致力於強化那些對於廢棄物和污染提出解決方案的民間社會運動，希望藉此催化全球轉型，邁向環境正義的目標。



看守台灣協會（Taiwan Watch Institute）是台灣的環境保護組織，其以永續台灣為目標，從事環境和生態調查與各項公共政策之研究分析，並喚起社會各界人士一起來看守台灣，期許台灣成為環境永續及社會公義的社會，亦即在不損及自然環境健康及下代子孫福利的同時滿足人類的需求。



歐洲零廢棄組織在此感謝歐盟（European Union）的資金援助。對於本報告中所有內容，全由歐洲零廢棄組織負責。所有內容並不盡然代表前述資助者的意見。對於任何出現在本報告中的資訊如何被使用，資助者不負任何法律責任。