

文章编号: 1674-9669 (2021) 03-0106-07 DOI: 10.13264/j.cnki.ysjskx.2021.03.014

引文格式: 林锦, 陈云嫩, 陆柳鲜, 等. 基于生命周期评价法的铜尾矿资源化利用的环境效益分析[J]. 有色金属科学与工程, 2021, 12(3): 106-112.

基于生命周期评价法的铜尾矿资源化利用的环境效益分析

林锦, 陈云嫩, 陆柳鲜, 刘俊, 王俊峰, 邱廷省

(江西理工大学, 江西省矿冶环境污染控制重点实验室, 江西 赣州 341000)

摘要: 以铜尾矿为研究对象, 运用生命周期评价(LCA)法对铜尾矿堆存以及 3 种铜尾矿资源化利用方法的环境影响进行比较。结果表明, 处理 1 t 的铜尾矿, 方案 1: 堆存, 对环境的主要影响为生态毒性 ($ET: 7.05 \times 10^{-1}$) 和人体毒性 ($HT: 1.467 \times 10^{-7}$); 方案 2: 铜尾矿代替水泥熟料中的黏土, 主要环境影响类型初级能源消耗 (PED) 降幅高达 10.25%; 方案 3: 铜尾矿代替蒸压加气混凝土生产中的砂, 全球变暖潜值 (GWP) 的降低幅度最高, 降低了 19.51%; 方案 4: 铜尾矿代替泡沫微晶材料生产中的硅质材料, 水资源消耗 (WU) 的降低幅度最高, 降低了 70.35%。3 种资源化利用方案都有不同程度的环境效益。

关键词: 铜尾矿; 资源化利用; 生命周期评价; 环境影响

中图分类号: TD982; X8225 文献标志码: A

Environmental benefit evaluation of copper tailings resource utilization based on LCA

LIN Jin, CHEN Yunnan, LU Liuxian, LIU Jun, WANG Junfeng, QIU Tingsheng

(Jiangxi Key Laboratory of Mining & Metallurgy Environmental Pollution Control, Jiangxi University of Science and Technology, Ganzhou 341000, Jiangxi, China)

Abstract: Taking the copper tailings as the research object, the environmental impact of the conventional treatment of copper tailings and three resource utilization methods of copper tailings were compared by using life cycle assessment (LCA). The main environmental effects of four methods dealing with 1t copper tailings were as follows. Effects of Option 1 with stacking were: ecological toxicity ($ET: 7.05 \times 10^{-1}$) and human toxicity ($HT: 1.467 \times 10^{-7}$). Those of Option 2 with copper tailings replacing the clay in cement production were primary energy demand (PED) that decreased by as much as 10.25%. There was the largest drop, 19.51% down in the global warming potential (GWP) when Option 3 with copper tailings replacing the sand in autoclaved aerated concrete was used. As for Option 4 with copper tailings replacing the siliceous materials in the foam microcrystalline materials, there was the largest decline, a fall of 70.35% in its water consumption (WU). The three resource utilization schemes had different environmental benefits.

Keywords: copper tailings; resource utilization; life cycle assessment; environmental impact

收稿日期: 2021-03-18

基金项目: 国家重点研发计划资助项目(2018YFC1903401)

通信作者: 陈云嫩(1970—), 女, 博士, 教授, 主要从事废水处理及固体废物资源化等方面的研究。E-mail: 550223495@qq.com

随着科技的发展和社会的进步,人类对矿产资源的需求量迅速增加^[1]。2020 年我国铜精矿产量达 167.32 万 t,铜矿资源的大量开采带来显著经济效益的同时也导致了一系列的资源环境问题,铜尾矿排放量愈来愈多^[2]。我国目前对铜尾矿的资源化利用非常不足,大量的铜尾矿堆存在尾矿坝里,不仅浪费大量矿产资源、占用有发展潜力的土地,还破坏了周围环境以及人体健康^[3-4],需要严格控制铜尾矿的保存,否则会产生巨大的环境风险^[5]。近年来,铜尾矿作为二次资源越来越受到人们的关注^[6]。Jamshid Esmeaili 等研究评估了铜尾矿作为水泥复合替代材料的再利用潜力,得出铜尾矿在水泥复合材料中对环境以及原料的可持续性效益是巨大的^[7];裘国华利用铜尾矿代替黏土制备水泥熟料,并对制造的水泥熟料的性能进行了分析^[8];黄晓燕等采用铜尾矿制备蒸压加气混凝土以减少煅烧石灰带来的 CO₂ 排放^[9];张宏泉探讨了铜尾矿作为泡沫微晶保温材料的可行性^[10]。

国家为贯彻“生态文明建设”新发展理念,坚决打赢打好污染防治攻坚战的战略部署,于 2020 年新修订了《中华人民共和国固体废物污染环境防治法》^[11],把可持续发展提升到绿色发展的高度。江西省的钨矿与铜矿的储量非常丰富,据统计,截至 2017 年,我国已探明的铜矿资源储量为 10 607.75 万 t,江西省储量为 1 174.08 万 t,占全国总量的 11.7%^[12],江西省钨矿和铜矿的分布特点形成了“南钨北铜”特色的矿产工业体系^[13]。工业发展使人们对铜的需求越来越大,致使铜尾矿堆积。铜尾矿堆积阻碍江西发展生态文明建设进程,对于铜矿资源是一种严重的浪费^[14]。因此,为了减少铜尾矿堆积对周遭环境的影响,加快江西生态文明建设的进程,开展铜尾矿资源化利用的相关研究很有必要。

对于铜尾矿资源化相关研究,需详尽地了解铜尾矿资源化过程对环境的影响,继而从源头上优化生产方案,以提高对二次资源铜尾矿的利用效率。作为评价生产系统对环境的有效方法:生命周期评价(life cycle assessment, LCA)是面向产品全过程的环境管理评价系统^[15-16]。为对比铜尾矿利用过程产生的环境影响差异,本研究选取 1 种铜尾矿堆存方法以及 3 种铜尾矿资源化处理方法分别构建 LCA 模型,评估铜尾矿堆存以及 3 种铜尾矿资源化利用方法的环境效益,从而为铜尾矿的高附加值利用提供科学依据^[17]。

1 铜尾矿资源化的生命周期影响评价

1.1 系统边界

以铜尾矿作为研究对象,借助 eFootprint 软件量化铜尾矿堆存以及 3 种铜尾矿资源化方案产生的环境影响并进行分析^[18]。

1) 方案 1:铜尾矿的常规堆存处理;

2) 方案 2:以 PO42.5 型水泥熟料为研究对象,水泥熟料三率值计算公式如下:

$$KH = \frac{w(\text{CaO}) - 1.65w(\text{Al}_2\text{O}_3) - 0.35w(\text{Fe}_2\text{O}_3)}{2.8w(\text{SiO}_2)} \quad (1)$$

在式(1)中: $w(\text{CaO})$ 、 $w(\text{Al}_2\text{O}_3)$ 、 $w(\text{Fe}_2\text{O}_3)$ 以及 $w(\text{SiO}_2)$ 分别为相应氧化物的质量百分数, KH 的范围是:0.82~0.94。

b) 硅率(SM)计算公式

$$SM = \frac{w(\text{SiO}_2)}{w(\text{Al}_2\text{O}_3) - w(\text{Fe}_2\text{O}_3)} \quad (2)$$

在式(2)中: $w(\text{SiO}_2)$ 、 $w(\text{Al}_2\text{O}_3)$ 和 $w(\text{Fe}_2\text{O}_3)$ 分别为相应氧化物的质量百分数, SM 的范围是:1.7~2.7。

c) 铝率(IM)计算公式:

$$IM = \frac{w(\text{Al}_2\text{O}_3)}{w(\text{Fe}_2\text{O}_3)} \quad (3)$$

在式(3)中: $w(\text{Al}_2\text{O}_3)$ 和 $w(\text{Fe}_2\text{O}_3)$ 分别为相应氧化物的质量百分数, IM 的范围是:0.8~1.7。

将相对应的数据代入式(1)、式(2)、式(3)中进行计算,得到方案 2 中水泥熟料三率值为: $KH=0.92$, $SM=2.6$, $IM=1.4$,换算后得到铜尾矿可代替水泥熟料生产中 0.88 份的黏土;

3) 方案 3:计算得铜尾矿蒸压加气混凝土原料钙硅比($w(\text{Ca})/w(\text{Si})$)=0.56,在合适的范围内^[19]。在合适的钙硅比范围内得出方案 3 铜尾矿磨碎后可代替蒸压加气混凝土生产中 35% 的砂和 10% 的水泥;

4) 方案 4:用铜尾矿磨碎后代替泡沫微晶玻璃中的硅质材料^[20]。

研究范围为铜尾矿堆存处理或铜尾矿资源化利用的全过程,所有数据均采用实际生产数据,来源于 2019 年江西省某些生产铜尾矿资源化产品的企业。从产品生命周期角度出发,功能单位为 1 t 的铜尾矿,铜尾矿堆存处理及铜尾矿资源化利用的系统边界图如图 1 所示。铜尾矿资源化利用系统以生产铜尾矿资源化产品为终点,除铜尾矿及其替换原料的厂内货车运输过程,其他原材料的运输不在系统的边界内,且不再考虑铜尾矿资源化利用产品在生产结束后会产生的环境影响^[21-22]。

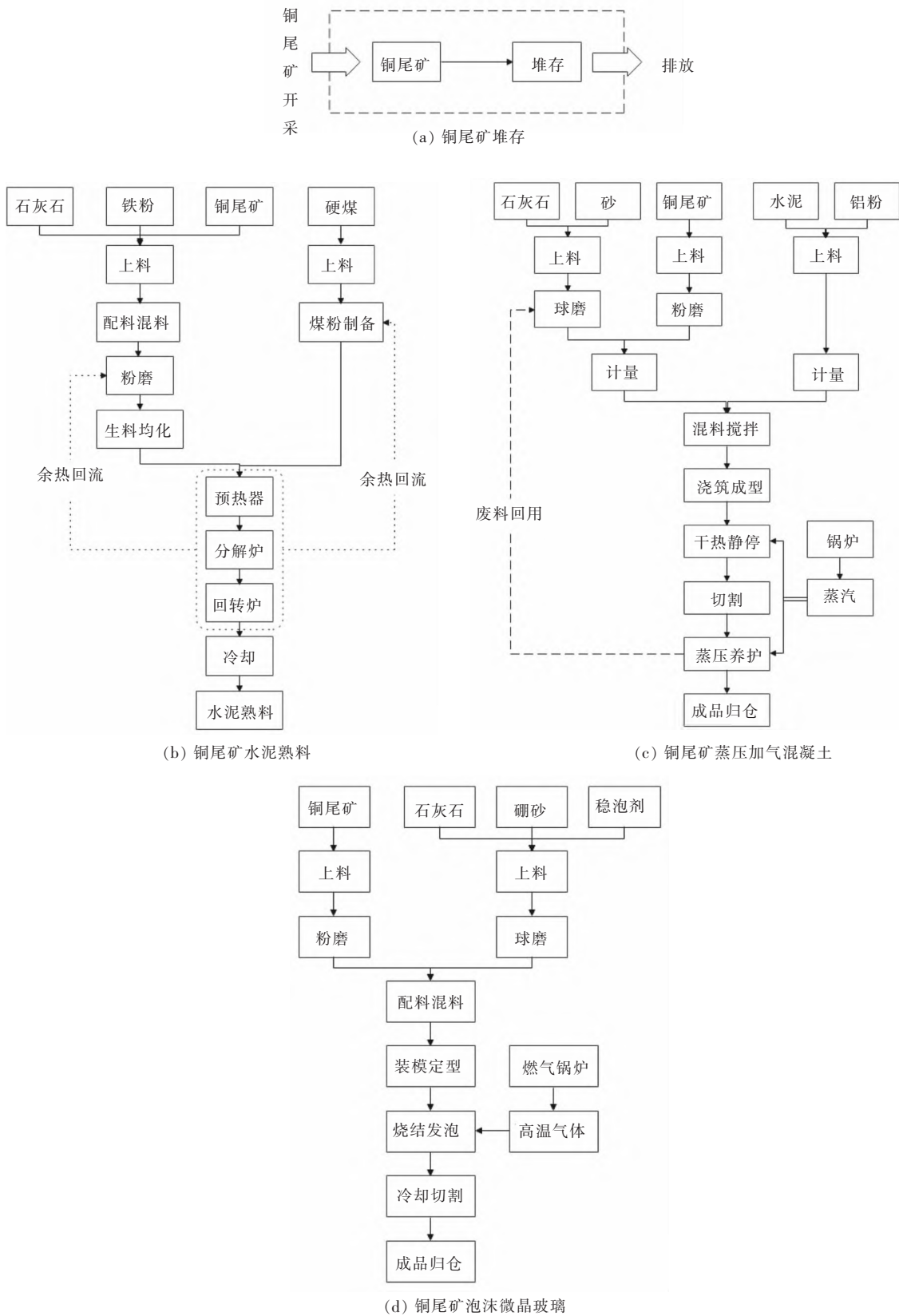


图 1 系统边界的确定

Fig. 1 Determination of system boundary

1.2 清单数据

清单数据分析 (life cycle inventory, LCI) 对产品、工艺或活动在研究边界内输入输出的物质进行分

析,分析的结果通常以数据清单表格的形式呈现^[23-24]。生命周期清单中使用的数据主要来自于企业实地调研以及 eFootprint 软件数据库,部分数据借鉴相关文

献的评估和计算^[25-26]。

铜尾矿堆存以 1 t 铜尾矿为功能单位,其清单数据如表 1 所列,取自 2019 年江西省某地铜尾矿现场检测的实际数据。研究边界的范围是铜尾矿进入尾矿库到尾矿废水排入废水池。铜尾矿资源化方法以 1 t 铜尾矿为功能单位,对 3 种铜尾矿资源化方案全过程的消耗和排放情况进行统计记录,记录结果如表 2 所列,其中运输数据上游数据来源均来自 eFootprint 软件的 CLCD 数据库。

表 1 铜尾矿堆存过程清单数据

Table 1 List data of copper tailings stacking

类型	清单名称及单位	数量
物质	铜尾矿/kg	1.00×10 ³
排放	镉 [排放到水体]/mg	6.40×10 ²
排放	镉 [排放到水体]/mg	1.89×10 ²
排放	废水 [排放到水体]/kg	7.42×10 ²
排放	铬 [排放到水体]/mg	3.36×10
排放	锌 [排放到水体]/mg	6.09×10
排放	铅 [排放到水体]/mg	3.63×10
排放	镍 [排放到水体]/mg	3.54×10
排放	铜 [排放到水体]/mg	2.74×10 ⁰
排放	汞 [排放到水体]/mg	3.09×10 ⁻¹
排放	砷 [排放到水体]/mg	2.77×10
排放	化学需氧量 [排放到水体]/g	8.62×10
排放	锰 [排放到水体]/mg	5.62×10

表 2 3 种铜尾矿资源化方法的生命周期清单

Table 2 Life cycle inventory of three tailings recycling methods

项目	清单名称及单位	数量
方案 2 处理 过程输入	货车运输(10 t)-柴油/km	3.00 ×10
	铁粉/kg	3.07×10
	电力/kWh	1.80×10
	铜尾矿/kg	1.62×10 ²
	石灰石/kg	8.07×10 ²
	自来水/t	3.00×10 ⁻¹
	煤粉/kg	1.24×10 ²
方案 2 避免 过程输入	货车运输(10 t)-柴油/km	1.50×10 ²
	铁粉/kg	1.11×10
	电力/kWh	2.03×10 ²
	黏土/kg	8.80×10 ²
	石灰石/kg	1.09×10 ²
	废气 [排放]/m ³	4.92×10 ²
	总颗粒物 [排放到大气]/kg	5.12×10 ⁻¹
	二氧化碳[排放到大气]/kg	1.47×10 ²
方案 2 避免 过程输入	氮氧化物 [排放到大气]/kg	1.66×10 ⁻¹
	二氧化硫 [排放到大气]/kg	2.22×10 ⁻¹

表 2(续) 3 种铜尾矿资源化方法的生命周期清单

Table 2(continued) Life cycle inventory of three tailings recycling methods

项目	清单名称及单位	数量
方案 3 处理 过程输入	货车运输(10 t)-柴油/km	3.00 ×10
	石灰石/kg	5.56×10 ²
	水泥/kg	3.34×10 ²
	铜尾矿/kg	1.00×10 ³
	石膏/kg	6.57×10
	砂/kg	2.20×10 ²
	自来水/kg	1.30×10 ³
	铝粉/kg	1.51
	电力/kWh	6.88×10
	天然气/m ³	3.33×10
方案 3 避免 过程输入	蒸汽/kg	9.32×10 ²
	货车运输(10 t)-柴油/km	1.50×10 ²
	水泥/kg	2.21×10 ²
	砂/kg	7.78×10 ²
	自来水/kg	2.17×10 ²
	总颗粒物 [排放到大气]/g	2.73×10
	废气 [排放到大气]/m ³	4.75×10 ²
	总颗粒物 [排放到大气]/g	1.78×10
	废气 [排放到大气]/m ³	3.11×10 ²
	方案 4 处理 过程输入	货车运输(10 t)-柴油/km
磷酸氢钠/kg		6.00
自来水/kg		9.11×10 ²
石灰石/kg		3.06×10 ²
钛白粉/kg		1.39×10
硼砂/kg		6.25×10
氧化锌/kg		2.08×10
电力/kWh		5.22×10
铜尾矿/kg		1.00×10 ³
天然气/m ³		2.26×10
方案 4 避免 过程输入	自来水/t	4.51×10 ⁻¹
	货车运输(10 t)-柴油/km	1.50×10 ²
	铝土矿/kg	2.36×10 ²
	石英砂/kg	7.64×10 ²
	天然气/m ³	1.74×10 ⁰
	自来水/t	6.94×10 ⁻³
	氟 [排放]/g	3.47×10 ⁻²
	二氧化硫 [排放到大气]/kg	3.47×10 ⁻²
	氮氧化物 [排放到大气]/kg	3.47×10 ⁻²
	废油 [废弃物]/g	1.74×10 ⁻¹

运输中铜尾矿和所替换原料需要用货车运输,而铁粉、石灰石、煤粉等原材料运输由厂外承担,不在系统范围内,3种铜尾矿资源化生

产过程运输信息如表3所列,其中运输数据上游数据来源均来自 eFootprint 软件的 CLCD 数据库。

表3 3种铜尾矿资源化生产过程运输信息

Table 3 Transportation information table of three resource production processes

物料名称	净重/kg	起点	终点	运输距离/km	运输类型
黏土	879.8	黏土市场	熟料厂	15	货车运输(10 t)-柴油
砂	997.8	砂市场	加气混凝土厂	15	货车运输(10 t)-柴油
石英砂	763.9	砂市场	建材厂	15	货车运输(10 t)-柴油
铜尾矿	1000.0	铜尾矿库	熟料厂/加气混凝土厂/建材厂	30	货车运输(10 t)-柴油

2 结果分析

2.1 环境影响评价结果

在方案1中,主要选择生态毒性(Ecological Toxicity)和人体毒性(Human Toxicity)这2种环境影响类型指标进行评价,其环境影响生命周期评价结果如表4所列。

表4 铜尾矿堆存的环境影响生命周期评价结果

Table 4 Results of LCA of environmental impact of copper tailings

环境影响类型指标	影响类型指标单位	LCA 结果
HT	CTUh	14.67×10^{-8}
ET	CTUe	7.05×10^{-1}

由表4可以得到,1t的铜尾矿堆存于环境中会产生较大的ET及HT,造成这些影响的主要原因是该铜尾矿中含有重金属离子,会污染水环境以及土壤环境,对周遭环境以及生活在其附近的人类造成一定毒害。

根据3种铜尾矿资源化生产过程的资源消耗以及污染排放特点,选择与铜尾矿资源化过程关系密切的10种环境影响类型指标来进行评价,其中能源消耗(PED)、非生物资源消耗(ADP)、水资源消耗(WU)、全球变暖潜值(GWP)、生态毒性(ET)、人体毒性(HT)较有代表性^[27]。

将表2数据输入 eFootprint 软件,可以得到3种铜尾矿资源化过程的环境影响类型指标结果,其中正值代表的是产生的环境影响,负值代表的是产生的环境效益^[28]。表5是3种铜尾矿资源化方案的环境影响类型指标结果。

表5 3种铜尾矿资源化环境影响类型结果

Table 5 Results of three environmental impact types of copper tailings resource utilization

项目	单位	方案2	方案3	方案4
PED	MJ	-2.77×10^3	-8.88×10^2	-2.08×10^2
ADP	kg Sb eq	-1.54×10^{-4}	-4.44×10^{-5}	-2.65×10^{-3}
WU	kg	-2.90×10^2	-3.99×10^2	-6.16×10^3
GWP	kg CO ₂ eq	-2.10×10^2	-1.78×10^2	-1.60×10
AP	kg SO ₂ eq	-6.78×10^{-1}	-3.55×10^{-1}	-3.78×10^{-1}
RI	kg PM _{2.5} eq	-1.97×10^{-1}	-8.88×10^{-2}	-9.72×10^{-2}
POFP	kg NMVOC eq	-6.17×10^{-2}	-3.11×10^{-1}	-7.60×10^{-2}
EP	kg PO ₄ ³⁻ eq	-5.55×10^{-2}	-4.44×10^{-2}	-4.69×10^{-2}
ET	CTUe	-5.55×10^{-1}	-1.78×10^{-1}	-1.62×10^0
HT	CTUh	-6.17×10^{-7}	-3.99×10^{-8}	-4.49×10^{-7}

从表 5 可以看出,3 个方案的 10 种环境影响类型的环境影响均为负值,3 种铜尾矿资源化方案均产生环境效益。

在方案 2 中 *PED* 降低幅度最高,达到 10.25%。降幅的主要原因是水泥熟料生产中铜尾矿代替黏土减少 *ADP* 的消耗,且铜尾矿本身颗粒较细,降低了磨碎过程对电力资源的消耗以及煅烧过程中燃料的消耗。

方案 3 中因为铜尾矿替代了砂和水泥,降低了 *ADP* 的消耗量,且因为铜尾矿颗粒比较细,比表面积较大,因此减少了磨碎过程电力的消耗以及蒸压过程蒸汽的使用量。减少的消耗和使用量使得各类环境影响类型值均有不同程度的降低。在各类环境影响类型值中降低幅度最大的是 *GWP*,降低了 19.51%,原因是铜尾矿的替代减少了蒸压加气混凝土生产中砂和水泥会产生大量的温室气体^[29]。

方案 4 中因为铜尾矿替代石英砂和铝土矿,减少了 *ADP* 的消耗量,并且铜尾矿颗粒较细,可以降低磨碎过程对电力资源的消耗和煅烧过程中对燃料的消耗量,故各环境影响类型值均减少。*WU* 降低 70.35% 的原因是铜尾矿替代石英砂减少了传统泡沫微晶保温材料的生产过程中石英砂消耗大量的水资源。

2.2 生态环境影响结果

铜尾矿堆存过程对生态环境的主要影响类型指标为 *ET* 和 *HT*。故在方案 2 中将铜尾矿堆存和黏土,在方案 3 中将铜尾矿堆存、砂、水泥,方案 4 中将铜尾矿堆存、石英砂、铝土矿对 *ET* 和 *HT* 的生态环境影响 LCA 结果进行对比,比较结果如图 2、图 3 和图 4 所示。

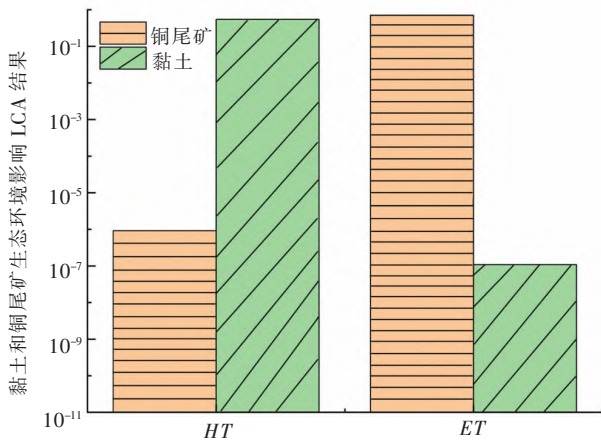


图 2 黏土和铜尾矿对生态环境影响的 LCA 结果
Fig. 2 LCA results of ecological environment impact of clay and copper tailings

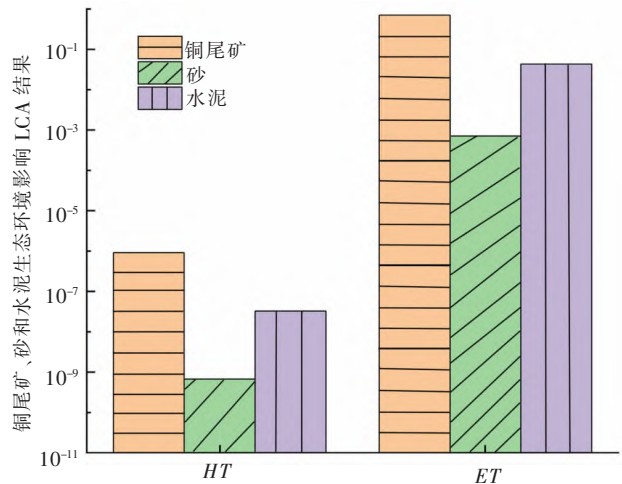


图 3 铜尾矿、砂和水泥生态环境影响 LCA 结果
Fig. 3 LCA results of environmental impact of copper tailings, sand and cement

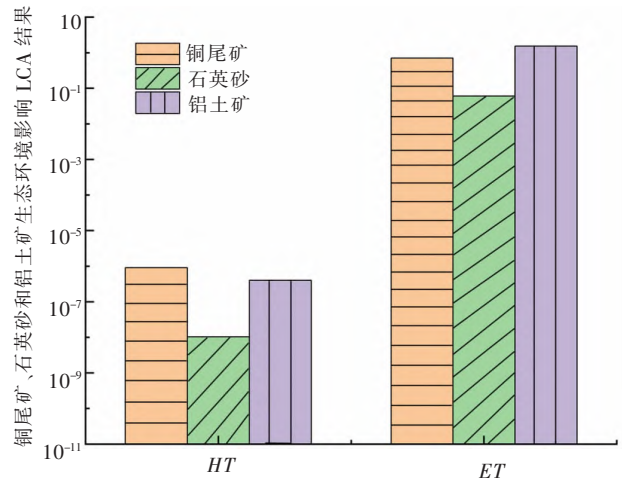


图 4 铜尾矿、石英砂和铝土矿对生态环境影响的 LCA 结果
Fig. 4 LCA results of environmental impact of copper tailings, quartz sand and bauxite

由图 2 可以看出,黏土的开采与使用对 *ET* 有着比较大的影响,对 *HT* 的影响比较小。与被替换方案的生产过程相比,*ET* 和 *HT* 的值均有不同程度的减少,且铜尾矿在水泥熟料生产中代替黏土,既避免了铜尾矿堆存产生的 *ET*、*HT*,既不占用土地也减少了对周围环境的影响。

由图 3 可知,在蒸压加气混凝土中砂和水泥的使用对 *ET* 有着比较大的影响。与被替换的生产过程相比,方案 3 的 *ET* 和 *HT* 值有不同程度的减少,其中 *ET* 减少 54.5%,*HT* 减少 5.6%。铜尾矿代替蒸压加气混凝土的生产中 35% 的砂和 10% 的水泥,不仅避免了铜尾矿堆存可能产生的 *ET*、*HT*,也减少了对周遭环境的影响。

由图4可知,在泡沫微晶玻璃材料的生产中,石英砂和铝土矿的使用对于 ET 的影响比较大。同时与被替换的生产过程相比, ET 和 HT 有不同程度的减少,其中 HT 减少了29.3%, ET 减少了25.85%。铜尾矿代替泡沫微晶保温材料生产的硅质材料,既避免了铜尾矿堆存于尾矿坝可能产生的 ET 、 HT ,也减少了对周遭环境的影响。

3 讨论

1)方案2中造成的主要环境影响类型为 $PED > WU > GWP$,在水泥熟料的生产阶段中,煤粉制备过程对 PED 值的贡献最大,铁粉制备和自来水过程对 WU 值的贡献较大,熟料煅烧阶段对 GWP 值的贡献最大。所以可以选择生态环境影响较小的绿色生产物料减少 PED 和 WU 的影响,提高熟料煅烧阶段的热利用效率来减少 PED 和 GWP 的影响,以及提高生产用水的循环利用率来减少 WU 的影响。

2)方案3中造成的主要环境影响类型为 $PED > WU > GWP$,在蒸压加气混凝土生产阶段中蒸压养护过程对资源环境的影响最大。为减少蒸压养护过程对环境的影响,可以提高燃料的利用效率、利用清洁的循环水作为蒸汽的来源以及采用生态环境影响较小的绿色生产物料。

3)方案4中造成的主要环境影响类型为 $WU > PED > GWP$,在泡沫微晶玻璃保温材料生产中硼砂的上游生产过程对资源环境的影响最大。为实现泡沫微晶保温材料的清洁生产,可以采用合适的生态环境影响较小的绿色生产物料、提高烧结发泡过程中燃料的利用效率以及提高生产用水的循环利用率。

通过整理大量的资料可知,刚兴起的尾矿资源化有着广阔的发展前景,但是国内研究学者对铜尾矿资源化利用的研究相对来说比较少。本文通过eFootprint软件分析得到铜尾矿资源化过程对自然资源和生态环境的影响程度,希望为国内铜尾矿资源化利用技术的发展提供科学的数据支持和合理化建议。但是此方法有许多不足,考虑的范围不够全面,尾矿利用仍需根据相对应的情况来选择合适的资源方案。

4 结论

将铜尾矿资源化利用于生产水泥熟料、蒸压加气

混凝土和泡沫微晶保温材料的3种方案利用eFootprint软件对整个生产过程进行生命周期评价,通过量化资源化过程输入输出,分析生产过程中环境影响指标值,确定生产过程中对生态环境影响最严重的阶段和环境类别,得出相应的减少环境影响的方法。此方法便于环境管理者来提高铜尾矿利用的效率,只有对铜尾矿资源化过程进行深入的研究,明确资源化过程的资源、能源以及环境排放量情况,才能通过优化机构以及升级技术对铜尾矿资源化过程达到较优的环境效益。

参考文献:

- [1] 杨传猛. 铁尾矿制备烧结砖和陶粒的研究[D]. 南京:南京理工大学, 2015.
- [2] 陈利兵, 陈永秀, 雷朝阳. 江西省特色产业集群发展的问题与对策[J]. 萍乡高等专科学校学报, 2012, 29(4): 27-29.
- [3] 张卫卫. 利用铁尾矿制备免烧砖的工艺与机理研究[D]. 北京:中国地质大学(北京), 2015.
- [4] SINGO N K, KRAMERS J D. Retreatability analysis of the Musina copper mine tailings in South Africa: an exploratory study [J]. SN Applied Sciences, 2020, 2(10):45-57.
- [5] PIOTR R, PIOTR K, WLODZIMIERZ M, et al. The chemistry and toxicity of discharge waters from copper mine tailing impoundment in the valley of the Apuseni Mountains in Romania[J]. Environmental Science and Pollution Research International, 2017, 24(26): 21445-21458.
- [6] 程海翔, 张辉, 徐天有, 等. 铜矿尾矿资源化利用研究进展[J]. 化工进展, 2015, 34(增刊1): 192-195.
- [7] ESMAEILI J, ASLANI H, ONUAGULUCHI O. Reuse potentials of copper mine tailings in mortar and concrete composites[J]. Journal of Materials in Civil Engineering, 2020, 32(5): 845-857.
- [8] 袁国华. 煤矸石、尾矿代粘土匹配低品位石灰石煅烧水泥熟料试验研究[D]. 杭州:浙江大学, 2012.
- [9] 黄晓燕, 倪文, 王中杰, 等. 铜尾矿制备无石灰加气混凝土的试验研究[J]. 材料科学与工艺, 2012, 20(1): 11-15.
- [10] 张宏泉, 李琦缘, 文进, 等. 铜尾矿资源的利用现状及展望 [J]. 现代矿业, 2017, 33(1): 127-131.
- [11] 中华人民共和国固体废物污染环境防治法 [J]. 畜牧产业, 2021(1): 18-31.
- [12] 江西省自然资源厅. 2018 江西省自然资源年报[EB/OL]. [2019-06-14]. http://www.bnr.jiangxi.gov.cn/art/2019/6/14/art_28781_1359365.html.
- [13] 任思达. 中国矿业经济绿色发展研究[D]. 武汉:中国地质大学, 2019.
- [14] 兰志强, 蓝卓越. 铜尾矿资源综合利用研究进展[J]. 矿产保护与利用, 2015(5): 51-56.
- [15] 王洪涛, 翁端. 材料生命周期评价方法浅析[J]. 新材料产业, 2014 (2): 28-30.
- [16] JURASCHEK M, BECKER M, THIEDE S, et al. Life cycle assessment for the comparison of urban and non-urban produced products[J]. Procedia CIRP, 2019, 80:405-410.
- [17] 陈健巧. 尾矿综合利用项目产业化成熟度评价[D]. 湘潭:湘潭大学, 2015.

(下转第121页)

- [15] 张敏英. 土壤中汞的赋存形态与其生物有效性的关系研究[D]. 北京:北京化工大学,2014.
- [16] 刘亚轩,张勤,黄珍玉,等. ICP-MS 法测定地球化学样品中 As、Cr、Ge、V 等 18 种微量痕量元素的研究 [J]. 化学世界,2006(1): 16-20.
- [17] 张勤,刘亚轩,吴健玲.电感耦合等离子体质谱法直接同时测定地球化学样品中镉铟铊[J]. 岩矿测试,2003,22(1):21-27.
- [18] 于兆水,孙晓玲,张勤.电感耦合等离子体质谱法测定地球化学样品中砷的干扰校正方法 [J]. 分析化学,2008,36 (11):1571-1574.
- [19] MAY T W,WIEDMEYER R H. A table of polyatomic interferences in ICP-MS[J]. Atomic Spectroscopy, 1998,19(5) : 150-155.
- [20] SHEN C C,EDWARDS R L,CHENG H,et al. Uranium and thorium isotopic and concentration measurements by magnetic sector inductively coupled plasma mass spectrometry [J]. Chemical Geology, 2002,185: 165-178.
- [21] 王得,陈芝桂,于静,等.ICP-AES 在地质与环境样品分析中的应用[J]. 资源环境与工程,2009,23(2) : 195-198.
- [22] 郝莹.电感耦合等离子体原子发射光谱法在环境分析中的应用[J]. 理化检验(化学分册),2011,47 (6): 749-752.
- [23] 邢夏,徐进力,刘彬,等.电感耦合等离子体发射光谱法在地质样品分析中的应用进展[J]. 物探与化探,2016,40(5) : 999-1004.
- [24] 郭春.真空紫外光学薄膜制备及其性能检测技术研究[D]. 成都:中国科学院光电技术研究所,2014.
- [25] 王雪枫,王佳佳.微波消解-电感耦合等离子体发射光谱法测定土壤中的硫[J]. 化学分析计量, 2020, 29(3): 47-50.
- [26] 区域地球化学样品分析方法 第 28 部分: 硫量测定燃烧—碘量法: DZ/T 0279.28-2016[S]. 2016.
- [27] 李自强,胡斯宪,李小英,等. 水浴浸提-氢化物发生-原子荧光光谱法同时测定土壤污染普查样品中砷和汞[J]. 理化检验(化学分册), 2018, 54(4):480-483.
- [28] 张晓霞,郑煜基,何晓峰,等.土壤全硫提取和测定方法的改进[J]. 安徽农业科学, 2017, 45(17): 91-93.
- [29] 赵海,李灵凤.电热板酸溶-电感耦合等离子体原子发射光谱法同时测定地质样品中的硼、砷、硫[J].中国资源综合利用, 2020, 38 (8): 19-21.
- [30] 白金峰,薄玮,张勤,等.高分辨电感耦合等离子体质谱法测定地球化学样品中的 36 种元素[J]. 岩矿测试, 2012, 31(5): 814-819.

(上接第 112 页)

- [18] 刘夏璐,王洪涛,陈建,等. 中国生命周期参考数据库的建立方法与基础模型[J]. 环境科学学报, 2010, 30(10): 2136-2144.
- [19] 钱嘉伟,倪文. 正交试验法在铜尾矿制备加气混凝土中的应用[J]. 新型建筑材料, 2012, 39(12): 1-3.
- [20] 佟志芳,范佳乐,曾庆钊,等. 利用金属尾矿制备泡沫微晶玻璃的研究现状及展望[J]. 有色金属科学与工程, 2020, 11(2): 34-41.
- [21] 张芸,秦承露,侯昊晨,等. 基于生命周期评价法的贝壳资源化利用环境效益分析——以大连市为例[J]. 环境污染与防治, 2020, 42(1): 124-128.
- [22] 秦承露. 基于 LCA 的城市产业共生系统环境效益评价研究[D]. 大连:大连理工大学, 2019.
- [23] 郭焱,刘红超,郭彬. 产品生命周期评价关键问题研究评述[J]. 计算机集成制造系统, 2014, 20(5): 1141-1148.
- [24] HILAL B, ROGER P W, PIER R S, et al. Cradle-to-gate life cycle assessment of energy systems for residential applications by accounting for scaling effects[J]. Applied Thermal Engineering, 2019: 115062.
- [25] Environment-Environmental Impact. Study findings on environmental impact are outlined in reports from city university of Hong Kong (Environmental Life Cycle Assessment of Textile Bio-recycling-Valorizing Cotton-polyester Textile Waste To Pet Fiber and Glucose Syrup)[J]. Ecology Environment & Conservation, 2020:2041-2048.
- [26] 黄和平,胡晴,王智鹏,等. 南昌市生活垃圾卫生填埋生命周期评价[J]. 中国环境科学, 2018, 38(10): 3844-3852.
- [27] 杜淑华. 铜尾矿有价元素资源化应用基础研究[D]. 徐州:中国矿业大学, 2013.
- [28] 周昭志. 垃圾热解气化过程中氯的转化与控制特性及生命周期可持续性评价方法研究[D]. 杭州:浙江大学, 2020.
- [29] 肖作电. 基于全寿命期的泡沫混凝土墙体评价分析[D]. 沈阳:沈阳大学, 2017.