

基于生命周期评价的铜尾渣资源化利用环境效益 ——以制取蒸压砖为例

张 旅, 杨建新, 刘晶茹, 孟献昊

(中国科学院生态环境研究中心, 北京 100085; 中国科学院大学, 北京 100049)

摘 要: 我国每年产生的铜尾渣超过 1 500 万吨, 持续堆存会造成严重的环境危害, 而资源化处理则通常能够充分利用铜渣当中的资源并一定程度上降低环境危害。通过生命周期评价方法, 对铜尾渣资源化利用制取蒸压砖并副产铜精矿、铁精矿和重介质的工艺过程的环境影响进行了分析。结果表明, 该技术方案最主要的环境影响为人体毒性(33 886 kg 1,4-二氯苯当量/资源化 1 000 吨铜尾渣); 水泥生产阶段环境负荷最高, 在 7 种环境影响类别中均有最高的贡献; 贡献最明显的关键物质为氮氧化物, 其对富营养化、酸化、光化学污染贡献占比分别为 94.1%、42.0% 和 24.3%。将生产蒸压砖和副产的铜精矿、铁精矿、重介质所避免的环境影响纳入考虑范围之后, 发现该铜尾渣资源化方案能够取得明显的环境效益。

关键词: 生命周期评价; 铜尾渣; 资源化利用; 循环经济

中图分类号: X751; X171

文献标识码: A

文章编号: 1000-6524(2022)05-0950-09

Environmental benefit of copper tailings resource utilization based on life cycle assessment: A case study of autoclaved bricks production

ZHANG Lü, YANG Jian-xin, LIU Jing-ru and MENG Xian-hao

(Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China; University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China)

Abstract: More than 15 million tons of copper tailings are produced in China each year, and the continuous stockpiling of them will cause serious environmental harm, while the recycling treatment can usually make full use of the resources in the copper tailings and reduce the environmental harm to some extents. This article analyzes the environmental impacts of the process of making autoclaved bricks from copper tailings and by-product copper concentrate, iron concentrate and dense medium by life cycle assessment method. The results show that the most important environmental impact of the technical scheme is human toxicity (33 886 kg 1,4-DCB eq./1 000 tons of recycled copper tailings). The environmental load of cement production stage is the highest, and it has the highest contribution among the seven environmental impact categories. The most significant contribution of the key substance is nitrogen oxide, which contributes 94.1%, 42.0% and 24.3% to eutrophication, acidification and photochemical pollution respectively. Considering the offset of the products of autoclaved bricks and the by-products of copper concentrate, iron concentrate and dense medium, the recycling of copper tailings can achieve obvious environmental benefits.

Key words: life cycle assessment; copper tailings; resource utilization; circular economy

Fund support: National Key Research and Development Project (2018YFC1903601)

收稿日期: 2021-11-11; 接受日期: 2022-03-28; 编辑: 郝艳丽

基金项目: 国家重点研发计划(2018YFC1903601)

作者简介: 张 旅(1995-), 男, 硕士研究生, 产业生态学专业, E-mail: zhanglv18@mails.ucas.ac.cn.

铜是非常重要的基础金属材料,其本身具有良好的性能,已经被广泛应用于各行各业当中(任彦瑛, 2021)。在我国,铜在金属中的地位仅次于铁和铝,我国也已经成为了全世界最大的铜材生产国、贸易国和消费国(江少卿, 2018; 黄洁等, 2021)。2017 年我国铜消费量达到 1 340 万吨,已经接近全球铜消费量的 50%(章新亮等, 2019)。目前世界铜矿的储量十分丰富,达到 8.4 亿吨(金属量),而开采活动也十分活跃,近年来每年铜矿消耗量超过 1 900 万吨(江少卿, 2018)。在铜矿开采的过程中,会产生大量的铜渣,如火法炼铜生产 1 吨的铜会产生 2~3 吨的铜渣,而我国每年产生的铜渣超过 1 500 万吨(姚春玲等, 2019; 谢仁齐等, 2020)。铜渣的持续堆存会产生各种环境危害,如铜渣细粉尘污染大气、重金属析出污染水体与土壤等,堆存不当还有导致滑坡与泥石流的风险(谢仁齐等, 2020)。铜渣资源化处理则能够减少环境危害,并充分利用铜渣当中的资源。目前铜渣资源化的方式包括有价金属回收、制作建筑材料、制取催化剂或土壤改良剂等(姜平国等, 2016; 赖祥生等, 2017)。铜尾渣则是铜冶炼渣经过选铜后得到的尾矿渣,其铜含量比普通铜渣低,适合用作建筑材料,因而铜尾渣资源化生产蒸压砖是一种非常普遍的铜尾渣资源化处理方式。

生命周期评价(life cycle assessment, LCA)是一种评价产品、工艺或活动的原材料获取、产品生产、运输、销售、使用、维护直至最终处置的整个生命周期内产生的潜在环境影响的系统化环境管理工具(ISO 14040, 2006; ISO 14044, 2006)。生命周期评价方法从全生命周期的角度进行评价,包含多种影响类别,可以避免污染在不同阶段的转移和不同环境影响类别之间的转移。目前,生命周期评价方法已经被广泛应用于固体废弃物的处理中,并取得了良好的效果(Laurent *et al.*, 2014)。在我国对尾矿与废渣的管理中,生命周期评价方法应用得十分广泛。张杭等(2013)将生命周期评价方法应用于磷石膏制水泥的环境评价当中,陈波等(2010)将生命周期评价方法应用于钢渣内部综合利用的碳减排效果分析上,而在铜渣的管理上,部分学者也采用生命周期评价的方法来进行分析,如宋小龙等(2011)分析了铜渣再选并生产水泥过程的环境影响,林锦等(2021)分析了铜尾矿生产混凝土、泡沫微晶材料等方案的环境效益。铜尾渣资源化生产蒸压砖是一种

非常普遍的铜尾渣利用方式,能够大量处理与利用铜尾渣,但是目前依然缺乏对其进行生命周期评价的相关研究。因此,本研究采用生命周期的评价方法对铜尾渣资源化利用生产蒸压砖并副产多种产品的工艺过程进行评价,以期为我国铜尾渣资源化行业的绿色发展提供参考。

1 目标界定与研究方法

1.1 功能单位与系统边界

本研究的对象是资源化处理铜尾渣生产蒸压砖并副产铜精矿、铁精矿和重介质的技术方案,工艺流程如图 1 所示。该方案包括铜尾渣选矿和二次尾渣制蒸压砖两个部分,其中,铜尾渣选矿过程包括磁选、球磨、精选、浮选、脱水等流程,二次尾渣制蒸压砖包括进料、搅拌、压制成型、蒸压养护、检验入库等流程。

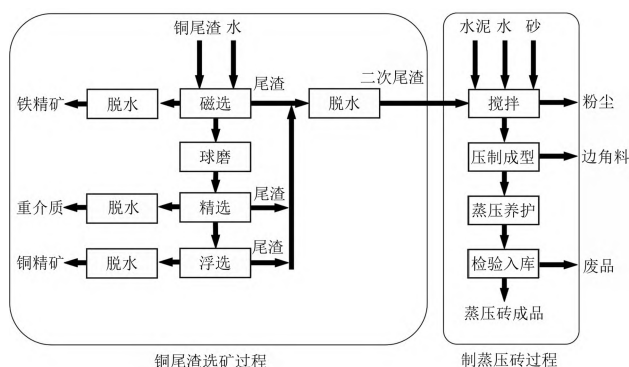


图 1 本研究资源化处理铜尾渣的工艺流程

Fig. 1 The technical processes of recycling of copper tailings in this study

本研究的功能单位是资源化利用 1 000 吨的一次铜尾渣。系统边界设置为“从摇篮到大门”,即一次铜尾渣资源化生产蒸压砖的过程包括从原材料与能源的获取、加工与运输、铜尾渣的选矿到蒸压砖生产完成出厂的过程(图 2)。上述每一个流程都包括了物料消耗、能源消耗、污染物处理处置与排放各个环节的环境影响。在本模型的生命周期环境影响计算当中,暂不考虑生产的产品与副产品对环境影响的抵消。

1.2 生命周期影响评价方法

本研究采用生命周期评价的方法对铜尾渣资源化生产蒸压砖的“从摇篮到大门”的过程进行环境影响评价。生命周期影响评价方法(LCIA)包括CML2001、

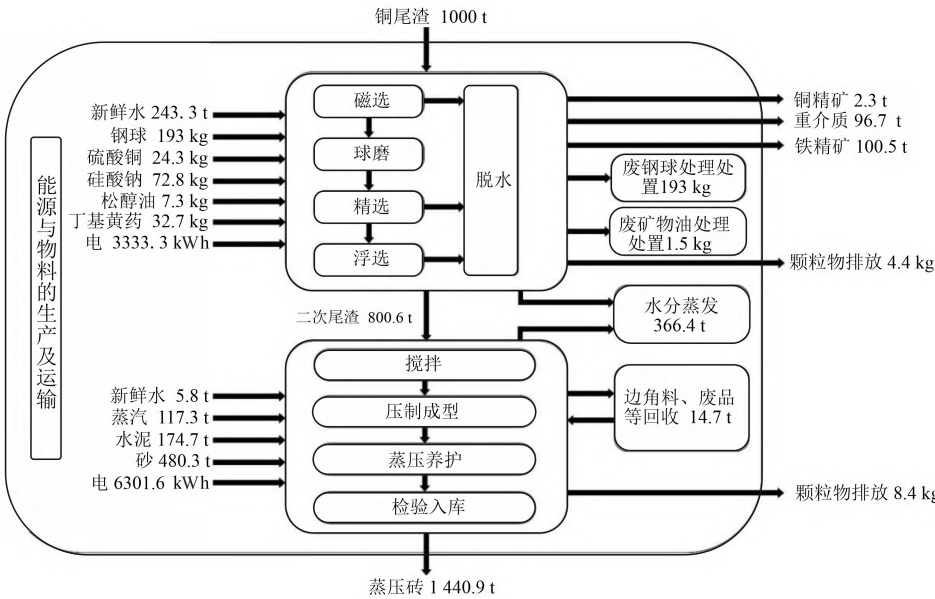


图 2 本研究的系统边界
Fig. 2 The system boundary of this study

ReCiPe、USTOX、Indicator 99 等多个评价模型 (Michael, 2018)。本研究的影响评价采用已被广泛使用并且取得了良好效果的 CML 2001 方法 (Guinée, 2001; 段宁等, 2008; Monteiro and Freire, 2012), 选择较为相关的金属资源耗竭、化石资源耗竭、酸化、富营养化、淡水生态毒性、全球变暖潜势、人体毒性、陆生生态毒性、臭氧层破坏、光化学污染这 10 种环境影响类型进行评价。分析软件采用德国 PE INTERNATIONAL 公司开发的 GaBi 10.5 (Herrmann and Moltesen, 2015) 进行建模与分析。

1.3 数据来源与清单

本研究的清单数据来自于福建省某铜冶炼企业。该企业蒸压砖生产线年资源化利用一次铜尾渣约 26 万吨, 生产的具体工艺流程包括两个部分。第一部分为将一次铜尾渣进行二次选矿, 在此过程中得到的副产品包括铜精矿约 600 吨、主要成分为磁铁矿和铁橄榄石的重介质产品 2.5 万吨和铁精矿 2.6 万吨, 并产生约 21 万吨的二次尾渣。第二部分为利用二次尾渣生产蒸压砖, 最终生产得到重 37.5 万吨的 1.5 亿块蒸压砖。在厂区内整个生产过程中产生的污水, 经沉淀后全部回用, 没有污水排放; 产生的固体废物包括边角料、收集的粉尘、废品等, 全部进行再次利用投入生产。

铜尾渣资源化利用生产现场的物质与能源输入输出清单包括物料和能源消耗 (如水、硫酸铜、硅酸

钠、电力、蒸汽等) 以及现场所排放的大气污染物和需要处理的危险废弃物等 (表 1)。研究的背景数据来自 GaBi 数据库, 部分缺失的数据采用 ecoinvent 3.8 数据以及相关的文献数据 (Makhosazane, 2014) 进行补充。在铜尾渣资源化利用的整个生命周期

表 1 铜尾渣资源化现场的物质与能源输入输出清单
Table 1 Material and energy input and output list of copper tailings recycling site

类别	名称	数量
物料与能源投入	一次铜尾渣	1 000 t
	新鲜水	249.06 t
	钢球	193.00 kg
	衬板	63.33 kg
	硫酸铜	24.25 kg
	硅酸钠	72.75 kg
	松醇油	7.27 kg
	丁基黄药	32.73 kg
	电	10 635.76 kWh
	蒸汽	117.27 t
	水泥	174.66 t
	砂	480.30 t
大气污染物	颗粒物	12.76 kg
固废处理处置	废钢球	193.00 kg
危废处理处置	废矿物油	1.54 kg
副产品	铜精矿	2.30 t
	重介质	96.67 t
	铁精矿	100.53 t
产品	蒸压砖	1 440.91 t

内,除了现场生产的直接过程以外,还有各种间接过程,如硫酸铜、硅酸钠等各种原辅料的生产过程和电力等能源的生产过程,这些过程通常也需要消耗一定的资源以及排放一定的污染物。对直接过程与间接过程的原材料、能源以及排放进行追溯得到的生命周期清单如表2所示。由于篇幅所限,表2仅展示了部分生命周期清单的数据。

表2 生命周期清单
Table 2 Life cycle inventories

类别	物质	数量
天然资源输入	石灰石	8.08×10^5
	惰性岩石	1.20×10^5
	硬煤	4.32×10^5
	石膏	8.74×10^3
	天然气	4.59×10^3
	原油	1.45×10^3
污染物排放到淡水	氯化物	639
	固体悬浮物	60.4
	硫酸盐	30.5
	铜	5.87×10^{-2}
		
污染物排放到农业土壤	钾	1.55×10^{-2}
	铁	1.37×10^{-3}
	铝	1.27×10^{-3}
		
污染物排放到工业用地	氨	1.81×10^{-2}
	钙	1.60×10^{-2}
	氯化物	9.87×10^{-3}
		
污染物排放到空气	二氧化碳	2.27×10^5
	一氧化碳	423
	氮氧化物	407
	甲烷	344
	氧气	322
	二氧化硫	229
	二甲苯	7.08
	乙烷	1.74
	苯	0.899
	镍	0.103
	钒	0.102
	铍	5.61×10^{-3}
	多环芳烃	6.44×10^{-2}
	正五价砷	2.24×10^{-2}
	R 114	1.31×10^{-9}
	氯甲烷	2.36×10^{-8}
	汞	9.83×10^{-3}
	铬	5.88×10^{-2}
	锌	0.253
		

2 结果与讨论

2.1 生命周期评价结果

表3展示了铜尾渣资源化生产蒸压砖过程得到的生命周期评价结果。由于不同环境影响类别之间单位不同,难以直接比较,因此对各类环境影响类别的特征化值进行了标准化处理,将其转化为无量纲的标准化值。本文采用 CML 2001 方法给出的基于 2000 年全球影响作为参考值的标准化因子,对各类环境影响标准化后进行比较,标准化的结果(表3、图3)表明,在 10 种环境影响类别当中,影响较大的前 3 位分别是人体毒性、全球变暖潜势和化石资源耗竭,其标准化值分别达到 1.31×10^{-8} 、 5.62×10^{-9} 和 3.69×10^{-9} 。而臭氧层破坏、淡水生态毒性和富营养化的影响较小,分别为 7.58×10^{-18} 、 2.38×10^{-10} 和 3.56×10^{-10} 。

2.2 关键过程分析

在铜尾渣资源化利用方案的整个生命周期内,除了铜尾渣现场资源化生产蒸压砖和各种副产品的直接过程以外,还有各种间接过程,如硫酸铜、硅酸钠等各种原辅料的生产过程和电力等能源的生产过程,这些过程均对铜尾渣资源化利用方案的环境影响有一定的贡献。通过量化各个过程对总体影响的贡献,可以识别出贡献最大的过程,为整体生产方案的改进提供帮助(Heinrich, 2010)。采用 GaBi 10.5 软件对各环境影响类别的关键过程贡献进行分析,结果如图4所示。

对于 10 种环境影响类别来说,水泥生产的贡献均不低于 8%。其中,在金属资源耗竭、化石资源耗竭、酸化、富营养化、全球变暖潜势、人体毒性、光化学污染这 7 种环境影响类别中,水泥生产均贡献最大,具体的贡献值分别为 0.316 kg 镭当量、732 186 MJ、284 kg 二氧化硫当量、40.0 kg 磷酸根当量、176 911 kg 二氧化碳当量、19 194 kg 1,4-二氯苯当量和 26.8 kg 乙烯当量,贡献分别达到了上述影响的 91.3%、52.2%、58.6%、71.1%、74.6%、56.6%及 57.3%。其次,蒸汽生产的影响在淡水生态毒性和陆生生态毒性两项影响中贡献最大,分别为 352 kg 1,4-二氯苯当量和 306 kg 1,4-二氯苯当量,占比达到 62.7%和 49.3%。而硫酸铜生产在臭氧层破坏当中贡献最大,为 1.25×10^{-9} kg 一氟三氯甲烷当量,占

表 3 资源化 1 000 吨铜尾渣生命周期影响评价结果

Table 3 The results of life cycle impact assessment of recycling of 1 000 t copper tailings

影响类别	特征化值单位	特征化值	标准化因子	标准化值
金属资源耗竭	kg 锑当量	0.346	2.77×10^{-9}	9.57×10^{-10}
化石资源耗竭	MJ	1.40×10^6	2.63×10^{-15}	3.69×10^{-9}
酸化	kg 二氧化硫当量	4.85×10^2	4.18×10^{-12}	2.03×10^{-9}
富营养化	kg 磷酸根当量	56.3	6.33×10^{-12}	3.56×10^{-10}
淡水生态毒性	kg 1,4-二氯苯当量	5.61×10^2	4.24×10^{-13}	2.38×10^{-10}
全球变暖潜势	kg 二氧化碳当量	2.37×10^5	2.37×10^{-14}	5.62×10^{-9}
人体毒性	kg 1,4-二氯苯当量	3.39×10^4	3.88×10^{-13}	1.31×10^{-8}
臭氧层破坏	kg 一氟三氯甲烷当量	1.72×10^{-9}	4.41×10^{-9}	7.58×10^{-18}
光化学污染	kg 乙烯当量	46.8	2.72×10^{-11}	1.27×10^{-9}
陆生生态毒性	kg 1,4-二氯苯当量	6.21×10^2	9.17×10^{-13}	5.70×10^{-10}

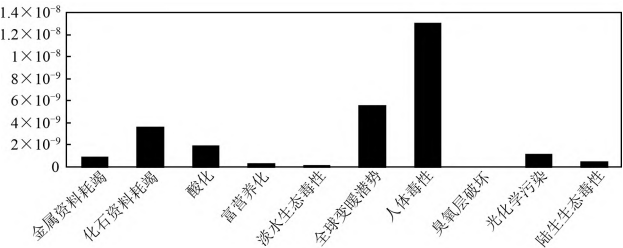


图 3 资源化 1 000 吨铜尾渣的生命周期影响评价
标准化结果

Fig. 3 The normalized results of life cycle impact assessment
of recycling of 1 000 t copper tailings

比达到 72.6%。在除了臭氧层破坏的 9 种影响类别当中,水泥生产和蒸汽生产两者的共同贡献在 78%~96%之间,是最关键的两个过程。此外,在铜尾渣资源化现场,电力和用水的贡献并不明显,在 10 类

影响类别当中的贡献分别不高于 6.3%和0.1%,而现场排放造成的环境影响几乎可以忽略不计。综上所述,优化水泥生产、蒸汽生产以及硫酸铜生产的过程,对于减少铜尾渣资源化生命周期环境影响具有显著作用。

2.3 关键物质分析

在铜尾渣资源化利用方案的生命周期内对环境造成的影响,可以追溯到整个方案中直接与间接对原生资源的消耗和各种污染物的直接与间接排放,因此,可以对整个生命周期内消耗的原生资源和排放的污染物进行识别并量化其对各类环境影响的贡献,识别出最为关键的物质,为整体方案的优化提供参考(Heinrich, 2010)。本文采用 GaBi 10.5 软件对关键资源消耗和污染物排放的贡献进行了分析,

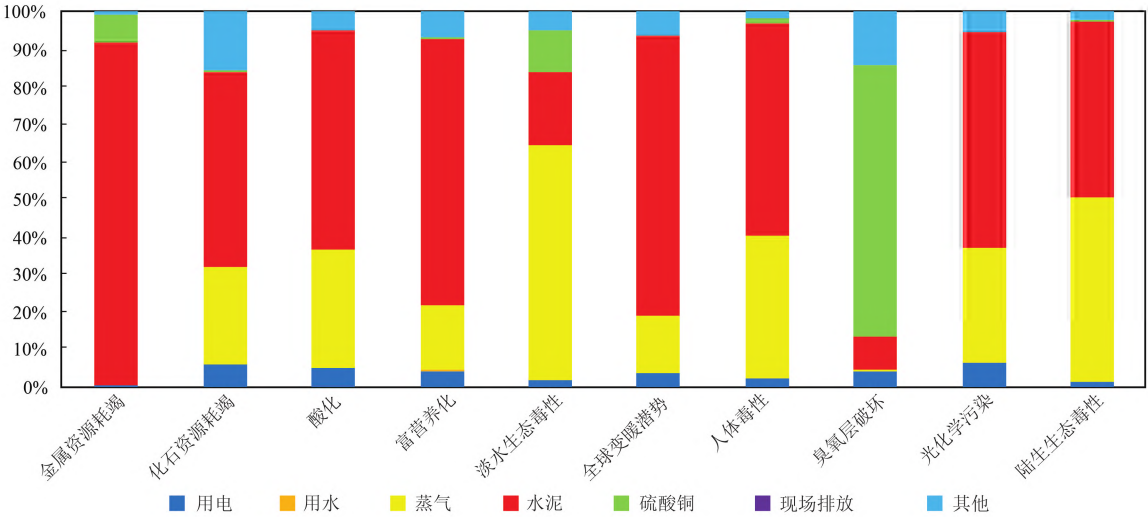


图 4 铜尾渣资源化各个过程对每种影响的相对贡献

Fig. 4 Relative contributions of the various processes to each impact of copper tailings recycling

结果如图5所示。

分析结果显示,对于金属资源耗竭、富营养化、全球变暖潜势这3种影响类别来说,均存在一种物质贡献占比超过90%,如石膏资源的消耗对金属资源耗竭贡献最大,为0.314kg 锑当量,占比达到

90.8%;氮氧化物排放对富营养化贡献最大,为52.9 kg 磷酸根当量,占比达到94.1%;二氧化碳排放对全球变暖潜势贡献最大,为9 636 kg 二氧化碳当量,占比达到95.8%。

而在化石资源耗竭、酸化和臭氧层破坏当中,

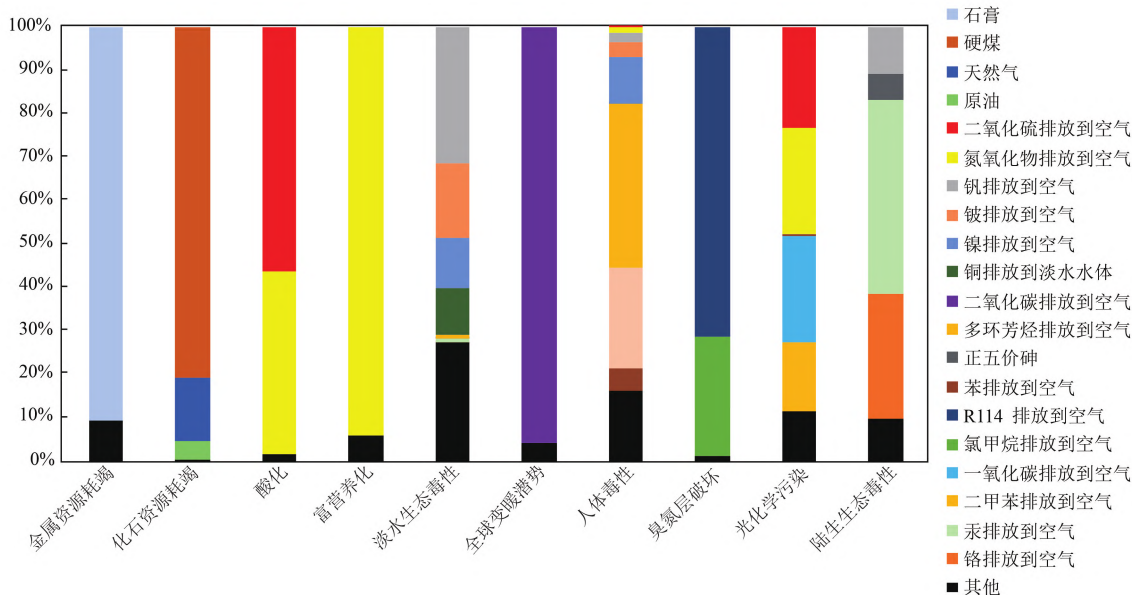


图5 铜尾渣资源化各物质对每种影响的相对贡献

Fig. 5 Relative contributions of the various substances to each impact of copper tailings recycling

均存在两种物质之和贡献占比超过95%,如硬煤和天然气分别对化石资源耗竭贡献了1 135 562 MJ和204 401 MJ,占比达到81.0%和14.6%;二氧化硫排放到空气和氮氧化物排放到空气对酸化的贡献为274 kg 二氧化硫当量和204 kg 二氧化硫当量,占比分别为56.6%和42.0%;R114排放和氯甲烷排放对臭氧层破坏的贡献为 1.23×10^{-9} kg 一氟三氯甲烷当量和 4.72×10^{-10} kg 一氟三氯甲烷当量,占比分别为71.7%和27.5%。

在淡水生态毒性中,钒排放到空气、铍排放到空气和镍排放到空气的影响排在前三位,贡献分别为176.5 kg 1,4-二氯苯当量、96.0 kg 1,4-二氯苯当量和64.7 kg 1,4-二氯苯当量,占比分别为33.5%、17.1%和11.5%。在人体毒性中,多环芳烃排放到空气、正五价砷排放到空气和镍排放到空气影响最大,分别为12 846 kg 1,4-二氯苯当量、7 786 kg 1,4-二氯苯当量和3 602 kg 1,4-二氯苯当量,贡献占比37.9%、23.0%和10.6%。在光化学污染中,一氧化碳排放到空气、氮氧化物排放到空气、二氧化硫排放到空气和二甲苯排放到空气的影响最大,分别为

11.4 kg 乙烯当量、11.4 kg 乙烯当量、11.0 kg 乙烯当量和7.5 kg 乙烯当量,贡献占比分别为24.4%、24.3%、23.4%和16.0%。在陆生生态毒性中,汞排放到空气、铬排放到空气和钒排放到空气的影响最大,分别为278 kg 1,4-二氯苯当量、178 kg 1,4-二氯苯当量和68 kg 1,4-二氯苯当量,贡献占比44.8%、28.7%和10.9%。

综上可知,氮氧化物排放对3种影响类别具有明显贡献,二氧化硫、镍排放、钒排放对两种影响类别具有明显贡献,减少这4种排放对于减少铜尾渣资源化生命周期环境影响具有显著作用。

2.4 敏感性分析

生命周期评价中模型的敏感性表示输入参数的变化对模型的结果变化的影响程度(Michael, 2018)。对2.2小节中识别出的关键过程进行敏感性分析,可以识别出对最终环境影响结果影响较大的过程,从而为进一步的方案优化提供科学的依据。对水泥生产、蒸汽生产、硫酸铜生产、现场用电、现场用水这5个流程进行的敏感性分析结果(图6)显示了主要影响类别中关键过程的10%的变化以及

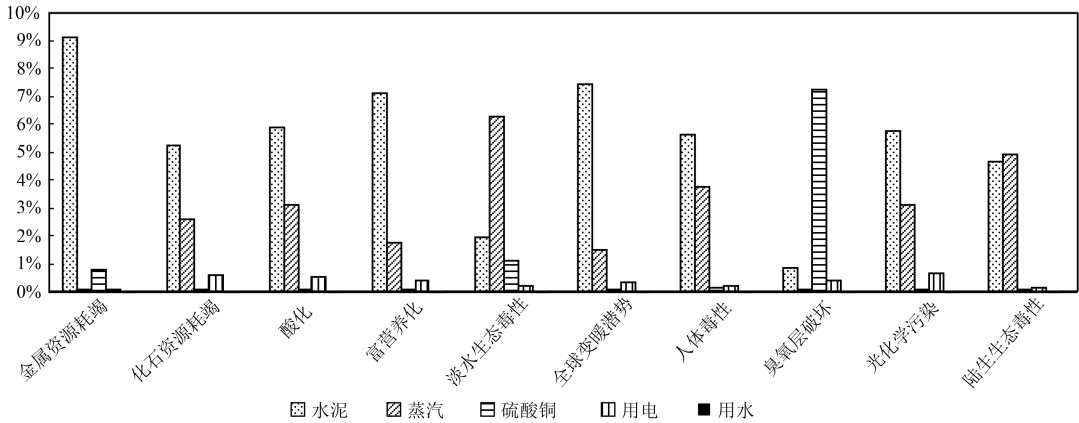


图 6 主要贡献过程的敏感性分析

Fig. 6 Sensitivity analysis of dominant contributors

这些变化在每个影响类别中所占的百分比。从图 6 中可以看出，水泥生产在金属资源耗竭、化石资源耗竭、酸化、富营养化、全球变暖潜势、人体毒性、光化学污染这 7 项影响中的敏感性最高，而蒸汽生产在淡水生态毒性、陆生生态毒性这两项影响中的敏感性最高，硫酸铜生产则在臭氧层破坏上敏感性最高。结合各项影响的标准化结果可知，人体毒性的标准化结果最高，而 10% 的水泥生产的影响削减可以降低 5.66% 的总体人体毒性影响，所以应优先对水泥生产过程进行优化，降低水泥生产过程对环境的影响。

2.5 分配的产品环境影响及替代环境效益

从生命周期的角度出发，根据 GaBi 数据库以及 ecoinvent 的数据进行建模分析，可以得到传统生产路线下铜精矿、铁精矿、重介质以及普通混凝土砖的生命周期评价结果，如表 4 所示。

在本资源化技术方案中，资源化处理 26 万吨的一次铜尾渣，可以得到 37.5 万吨的蒸压砖，并得到 600 吨的铜精矿、2.6 万吨的铁精矿以及 2.5 万吨的重介质。将计算得到的环境影响分配到 4 种产品当中，先按过程分配再按质量分配，即将二次尾渣制蒸压砖阶段的影响分配到蒸压砖中，而铜尾渣选矿过程的环境影响按质量分配到 3 种副产品当中。最后将分配到产品的影响与传统生产路线下替代产品的影响相减，可以得到生产各种产品的替代环境效益以及资源化处理 1 000 吨铜尾渣的总替代环境效益，结果如表 5 所示。

计算结果显示，资源化处理 1 000 吨铜尾渣生产蒸压砖的方案，不仅不增加环境负担，还能够带来可观的环境效益，包括避免了金属资源耗竭 853 kg 锑当量、化石资源耗竭 7.39×10^6 MJ、酸化 2.48×10^3 kg 二氧化硫当量、富营养化 624 kg 磷酸根当量、

表 4 传统生产路线下单位替代产品与副产品的生命周期环境影响

Table 4 The life cycle environmental impacts of substitute products and by-products under traditional production routes

类别	单位	生产 1 kg 铜精矿	生产 1 kg 铁精矿	生产 1 kg 重介质	生产 1 kg 普通混凝土砖
金属资源耗竭	kg 锑当量	1.07×10^{-4}	1.28×10^{-6}	6.61×10^{-7}	5.92×10^{-4}
化石资源耗竭	MJ	27.8	0.36	73.1	1.13
酸化	kg 二氧化硫当量	1.36×10^{-2}	3.63×10^{-4}	2.09×10^{-2}	6.11×10^{-4}
富营养化	kg 磷酸根当量	0.106	7.65×10^{-5}	2.03×10^{-3}	1.62×10^{-4}
淡水生态毒性	kg 1,4-二氯苯当量	26.2	7.87×10^{-3}	9.83×10^{-3}	2.61×10^{-2}
全球变暖潜势	kg 二氧化碳当量	1.93	2.91×10^{-2}	11.1	0.181
人体毒性	kg 1,4-二氯苯当量	1.51	1.19×10^{-2}	0.981	4.67×10^{-2}
臭氧层破坏	kg 一氟三氯甲烷当量	1.12×10^{-7}	2.43×10^{-9}	5.89×10^{-14}	8.23×10^{-9}
光化学污染	kg 乙烯当量	3.26×10^{-4}	7.98×10^{-6}	2.44×10^{-3}	2.52×10^{-5}
陆生生态毒性	kg 1,4-二氯苯当量	4.73×10^{-4}	4.80×10^{-6}	6.80×10^{-3}	4.32×10^{-4}

表5 本研究中资源化处理铜尾渣的替代环境效益

Table 5 The alternative environmental benefits of recycling of copper tailings in this study

类别	单位	生产 1 kg 铜精矿	生产 1 kg 铁精矿	生产 1 kg 重介质	生产 1 kg 蒸压砖	资源化处理 1 000 t 铜尾渣
金属资源耗竭	kg 锑当量	1.07×10^{-4}	1.14×10^{-6}	5.24×10^{-7}	5.92×10^{-4}	8.53×10^2
化石资源耗竭	MJ	27.6	0.174	72.9	0.179	7.39×10^6
酸化	kg 二氧化硫当量	1.35×10^{-2}	3.10×10^{-4}	2.08×10^{-2}	2.81×10^{-4}	2.48×10^3
富营养化	kg 磷酸根当量	0.106	7.09×10^{-5}	2.02×10^{-3}	1.24×10^{-4}	6.24×10^2
淡水生态毒性	kg 1,4-二氯苯当量	26.2	7.54×10^{-3}	9.49×10^{-3}	2.57×10^{-2}	9.91×10^4
全球变暖潜势	kg 二氧化碳当量	1.91	1.17×10^{-2}	11.1	1.91×10^{-2}	1.10×10^6
人体毒性	kg 1,4-二氯苯当量	1.50	7.88×10^{-3}	0.977	2.37×10^{-2}	1.33×10^5
臭氧层破坏	kg 一氟三氯甲烷当量	1.12×10^{-7}	2.43×10^{-9}	5.15×10^{-14}	8.23×10^{-9}	1.24×10^{-2}
光化学污染	kg 乙烯当量	3.20×10^{-4}	1.83×10^{-6}	2.43×10^{-3}	-6.44×10^{-6}	2.27×10^2
陆生生态毒性	kg 1,4-二氯苯当量	4.39×10^{-4}	-2.94×10^{-5}	6.77×10^{-3}	6.30×10^{-6}	6.61×10^2

淡水生态毒性 9.91×10^4 kg 1,4-二氯苯当量、全球变暖潜势 1.10×10^6 kg 二氧化碳当量、人体毒性 1.33×10^5 kg 1,4-二氯苯当量、臭氧层破坏 0.012 4 kg 一氟三氯甲烷当量、光化学污染 227 kg 乙烯当量和陆生生态毒性 661 kg 1,4-二氯苯当量。

4 结论

本文采用生命周期评价的方法，对铜尾渣资源化生产蒸压砖的环境影响进行了分析，结果表明：

(1) 1 000 吨铜尾渣资源化生产蒸压砖的工艺过程最主要的环境影响为人体毒性(33 886 kg 1,4-二氯苯当量)；

(2) 贡献最大的关键过程为水泥生产，其在金属资源耗竭、化石资源耗竭、酸化、富营养化、全球变暖潜势、人体毒性、光化学污染这 7 种环境影响类别中均贡献最大，占比分别为 91.3%、52.2%、58.6%、71.1%、74.6%、56.6%以及 57.3%；

(3) 贡献最明显的关键物质为氮氧化物，对富营养化、酸化、光化学污染这 3 种影响类别贡献占比分别为 94.1%、42.0%和 24.3%；

(4) 水泥生产在金属资源耗竭、化石资源耗竭、酸化、富营养化、全球变暖潜势、人体毒性、光化学污染这 7 项影响类别的敏感性最高，因此要优先对水泥生产过程进行优化，降低水泥生产过程对环境的影响；

(5) 将生产的蒸压砖和副产的铜精矿、铁精矿、重介质替代原生产品所能够避免的环境影响纳入考虑范围，发现铜尾渣资源化生产蒸压砖的方案能够取得明显的环境效益。

References

- Chen Bo, Yang Jianxin and Ouyang Zhiyun. 2010. Applying LCA as evaluation tool of low carbon model: Case study on close-loop recycling options of steel slag[J]. China Population, Resource and Environment, 20(10): 30~34(in Chinese).
- Duan Ning and Cheng Shenggao. 2008. Outline and contrast analysis of life cycle assessment methodologies[J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 36(32): 13 923~13 925(in Chinese).
- Guinée J B. 2001. Life Cycle Assessment: An Operational Guide to the ISO Standards; Scientific Background[M]. The Netherlands: Centre for Environmental Science, Leiden University, 1~314.
- Heinrich A B. 2010. International reference life cycle data system handbook[J]. The International Journal of Life Cycle Assessment, 15(5): 524~525.
- Herrmann I T and Moltesen A. 2015. Does it matter which life cycle assessment (LCA) tool you choose? —A comparative assessment of SimaPro and GaBi[J]. Journal of Cleaner Production, 86: 163~169.
- Huang Jie, Deng Siyang, Ma Xiaoting, et al. 2021. Current situation of global copper industry development and suggestions[J]. Modern Mining, 37(6): 1~5(in Chinese).
- ISO 14040, International Standard. 2006. Environmental Management-Life Cycle Assessment-Principles and Framework[S].
- ISO 14044, International Standard. 2006. Environmental Management-Life Cycle Assessment-Requirements and Guidelines[S].
- Jiang Pingguo, Wu Pengfei, Hu Xiaojun, et al. 2016. Copper slag comprehensive utilization development and new technology is put forward

- [J]. China Mining Magazine, 25(2): 76~79(in Chinese).
- Jiang Shaoqing. 2018. Distribution of copper resources in the world[J]. World Nonferrous Metal, (2): 1~3(in Chinese).
- Lai Xiangsheng and Huang Hongjun. 2017. Current status of the comprehensive utilization technology of copper slag[J]. Metal Mine, (11): 205~208(in Chinese).
- Laurent A, Bakas I, Clavreul J, *et al.* 2014. Review of LCA studies of solid waste management systems—part I: Lessons learned and perspectives[J]. Waste Management, 34(3): 573~588.
- Lin Jin, Chen Yunnan, Lu Liuxian, *et al.* 2021. Environmental benefit evaluation of copper tailings resource utilization based on LCA[J]. Nonferrous Metals Science and Engineering, 12(3): 106~112(in Chinese).
- Makhosazane C K. 2014. Life Cycle Assessment of The Production of Xanthate Salts and of Their Application for ARD Mitigation[D]. University of Cape Town.
- Michael H. 2018. Life Cycle Assessment: Theory and Practice[M]. Denmark: Kongens Lyngby, 1~1 216.
- Monteiro H and Freire F. 2012. Life-cycle assessment of a house with alternative exterior walls: Comparison of three impact assessment methods[J]. Energy and Buildings, 47: 572~583.
- Ren Yanying. 2021. Status and potential analysis of copper resources in China[J]. China Metal Bulletin, (1): 5~6(in Chinese).
- Song Xiaolong, Xu Cheng, Yang Jianxin, *et al.* 2011. A method for life cycle management of industrial solid waste and its case study[J]. China Environmental Science, 31(6): 1 051~1 056(in Chinese).
- Xie Renqi, Huang Run, Zhao Shifan, *et al.* 2020. Research progress of resource utilization of copper slag[J]. Conservation and Utilization of Mineral Resources, 40(6): 149~154(in Chinese).
- Yao Chunling, Liu Zhennan, Teng Yu, *et al.* 2019. Comprehensive utilization development and prospect of copper slag[J]. Mining & Metallurgy, 28(2): 77~81(in Chinese).
- Zhang Hang, Ma Liping, Hu Jianhong, *et al.* 2013. LCA study on the preparation of cement clinker by the phosphogypsum decomposition under different decomposition process[J]. Materials Reports, 27(S1): 302~305(in Chinese).
- Zhang Xinliang, Liu Zhiying, Rao Jinwu, *et al.* 2019. Progress of domestic copper industry and current situation of Jiangxi copper products[J]. World Nonferrous Metal, (18): 239~242(in Chinese).

附中文参考文献

- 陈波, 杨建新, 欧阳志云. 2010. 铜渣内部综合利用碳减排效果的生命周期评价[J]. 中国人口·资源与环境, 20(10): 30~34.
- 段宁, 程胜高. 2008. 生命周期评价方法体系及其对比分析[J]. 安徽农业科学, 36(32): 13 923~13 925.
- 黄洁, 邓思杨, 马晓婷, 等. 2021. 全球铜产业发展现状与建议[J]. 现代矿业, 37(6): 1~5.
- 姜平国, 吴朋飞, 胡晓军, 等. 2016. 铜渣综合利用研究现状及其新技术的提出[J]. 中国矿业, 25(2): 76~79.
- 江少卿. 2018. 全球铜矿资源分布[J]. 世界有色金属, (2): 1~3.
- 赖祥生, 黄红军. 2017. 铜渣资源化利用技术现状[J]. 金属矿山, (11): 205~208.
- 林锦, 陈云嫩, 陆柳鲜, 等. 2021. 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, 12(3): 106~112.
- 任彦瑛. 2021. 中国铜矿资源的现状及潜力分析[J]. 中国金属通报, (1): 5~6.
- 宋小龙, 徐成, 杨建新, 等. 2011. 工业固体废物生命周期管理方法及案例分析[J]. 中国环境科学, 31(6): 1 051~1 056.
- 谢仁齐, 黄润, 赵世翻, 等. 2020. 铜渣资源化利用研究进展[J]. 矿产保护与利用, 40(6): 149~154.
- 姚春玲, 刘振楠, 滕瑜, 等. 2019. 铜渣资源综合利用现状及展望[J]. 矿冶, 28(2): 77~81.
- 张杭, 马丽萍, 胡建红, 等. 2013. 不同分解工艺下磷石膏分解制水泥熟料的 LCA 研究[J]. 材料导报, 27(S1): 302~305.
- 章新亮, 刘志英, 饶锦武, 等. 2019. 国内铜工业进展与江西铜产品现状[J]. 世界有色金属, (18): 239~242.